

Livscykelanalys av slamhantering med fosforåterföring

Magdalena Svanström

Sara Heimersson

Robin Harder



Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Röret & Klimat
Avlopp & Miljö
Management

SVU styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Anna Linusson, Ordförande
Daniel Hellström, Utvecklingsledare
Lena Blom
Tove Göthner
Bertil Johansson
Stefan Johansson
Johan Olanders
Lisa Osterman
Hans Bertil Wittgren
Carl-Olof Zetterman

Svenskt Vatten
Svenskt Vatten
Kretslopp och vatten, Göteborgs Stad
Sveriges Kommuner och Landsting
Norrwater
Skellefteå kommun
Ovanåkers kommun
Örebro kommun
Sweden Water Research/VA SYD
SYVAB

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB
Box 14057
167 14 Bromma
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se
Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Livscykelanalys av slamhantering med fosforåterföring
Title of the report:	Life cycle assessment of sludge management with phosphorus utilisation
Författare:	Magdalena Svanström, Sara Heimersson och Robin Harder, Kemisk Miljövetenskap, Chalmers tekniska högskola
Rapportnummer:	2016-13
Antal sidor:	72
Sammandrag:	Med livscykelanalys (LCA) bedömdes miljöpåverkan av slamhanteringsalternativ som väntas uppfylla hygieniseringskraven i den kommande förordningen, för att ge underlag till VA-branschen inför framtida investeringar. Resultaten visar på vikten av att utnyttja resurser i slammet effektivt och att minimera utsläpp från bl a slamlagring.
Abstract:	Using life cycle assessment (LCA), the environmental performance of sludge management options expected to fulfill upcoming hygienisation demands was assessed, to provide decision support to the Swedish water sector. The results indicate the importance of resource recovery and of minimising direct emissions to air.
Sökord:	Fosforutnyttjande, LCA, livscykelanalys, miljöbedömning, slamhantering
Keywords:	Environmental assessment, phosphorus utilisation, LCA, life cycle assessment, sludge management
Målgrupper:	Beslutsfattare inom slamhantering, bl a ledningen vid svenska avloppsreningsverk samt svenska myndigheter
Omslagsbild:	Ryaverkets slamlager, Foto: Magdalena Svanström, Chalmers tekniska högskola
Rapport:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2016
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB
Om projektet	
Projektnummer:	14-128
Projektets namn:	Livscykelanalys av slambehandling med fosforåterföring
Projektets finansiering:	Svenskt Vatten Utveckling, Gryaab AB, Käppalaförbundet, Stockholm Vatten, Syvab, Uppsala Vatten och Avfall AB, VASYD och Formas LiCRA

Förord

Anledningen till att detta projekt initierades var tilltagande diskussioner i avloppsreningsbranschen i Sverige under 2014 om miljöpåverkan av olika slambehandlingsalternativ. Med anledning av att en ny förordning om hållbar återföring av fosfor väntas inom kort ville branschen ha bättre underlag om miljöpåverkan av alternativ som kan väntas uppfylla reglerna i den kommande förordningen. Vid projektets genomförande har det inte varit klart vilka krav som kommer att finnas i den nya förordningen för hållbar återföring av fosfor men det är mycket troligt att hygieniseringskraven för slam kommer att skärpas och att fosforutnyttjande kommer att prioriteras även i framtiden. Projektets aktualitet understryks av att EU-kommissionen i november 2015 kom med sitt förslag till cirkulär ekonomi (Europeiska Kommissionen, 2015) där man lyfter vikten av att kunna recirkulera näringsämnen från våra tätorter samt att särskilt arbeta för kretslopp av så kritiska råvaror, exempelvis fosfor.

När projektet hade formulerats av forskare på Kemisk Miljövetenskap på Chalmers tekniska högskola i Göteborg och förankrats hos olika organisationer fick det också klartecken att bli ett SVU-projekt att genomföras huvudsakligen under 2015. Deltagande organisationer är förutom Chalmers och Svenskt Vatten även Gryaab AB, Käppalaförbundet, Stockholm Vatten, Sydvästra Stockholmsregionens va-verksaktiebolag (Syvab), Uppsala Vatten och Avfall AB och VASYD. Förutom finansiering från de olika organisationerna sker även viss samfinansiering med ett Formas-projekt – Formas LiCRA.

Forskare på Chalmers tekniska högskola, Kemisk miljövetenskap, som deltagit i projektet:

- Magdalena Svanström, projektledare, biträdande professor
- Greg Peters, biträdande professor
- Sara Heimersson, doktorand men disputerade 7 april 2016
- Robin Harder, doktorand men disputerade 8 december 2015

Projektets styrgrupp:

- Christopher Gruvberger – VASYD
- Cecilia Bertholds – Käppalaförbundet
- Bertil Lustig – Uppsala Vatten och Avfall AB
- Anders Aronsson – Syvab
- Ragnar Lagerkvist – Stockholm Vatten AB
- David l'Ons – Gryaab AB
- Anders Finnson/Daniel Hellström – Svenskt Vatten
- Magdalena Svanström – projektledare samt representant för Formas LiCRA

Projektets referensgrupp:

Agneta Leander/Christopher Gruvberger/Maria Jonstrup – VASYD

Cecilia Bertholds och Catharina Grundestam – Käppalaförbundet

Jesper Olsson – Uppsala Vatten och Avfall AB

Anders Aronsson – Syvab

Andreas Carlsson – Stockholm Vatten

David I'Ons – Gryaab

Anders Finnson – Svenskt Vatten

Magdalena Svanström och Sara Heimersson – Chalmers

Denna rapport beskriver arbetet som har gjorts i projektet och diskuterar resultat och slutsatser. Det kan inte nog understrykas att resultat och slutsatser inte bör tas ur sitt sammanhang och att resultat från livscykelanalyser alltid är beroende av studiens upplägg och de indata som använts om de olika studerade systemen.

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	6
Summary	7
Förkortningar	8
1 Bakgrund och syfte	9
1.1 Projektets inriktning och rapportens syfte.....	10
1.2 Projektets organisation	11
1.3 Rapportens upplägg	12
1.4 Studerade slambehandlingsalternativ	12
1.5 Tidigare LCA-studier	17
2 Metod och genomförande	19
2.1 Livscykelanalys	19
2.2 Mål och omfattning	20
2.3 Beskrivning av studerade slamhanteringssystem och livscykelinventering.....	24
3 Miljöpåverkansbedömning för de studerade systemen	36
3.1 Klimatpåverkan	37
3.2 Försurning	38
3.3 Övergödning.....	39
3.4 Smogbildning	41
4 Diskussion och tolkning av resultaten	42
4.1 Diskussion om viktiga antaganden inklusive känslighetsanalyser	42
5 LiCRA-projektets resultat	53
5.1 Humantoxicitet och patogenrisker	53
5.2 Kemikaliers och metallers påverkan på mänsklig hälsa	54
5.3 Patogeners påverkan på mänsklig hälsa	56
5.4 Kan man svara på om patogener, metaller och kemikalier utgör stora bidrag till den totala påverkan på mänsklig hälsa?	57
6 Summering och slutsatser	58
6.1 Studiens inriktning och avgränsningar	58
6.2 Vad säger resultaten om framtida slamstrategier?	59
Referenser	61
Appendix 1	68

Sammanfattning

En ny förordning om hållbar återföring av fosfor är på gång. Den förväntas innehålla bland annat skärpta krav på hygienisering av avloppsslam. Projektets uppgift var att med hjälp av livscykelanalys (LCA) bedöma miljöpåverkan av olika slamhanteringsalternativ som kan väntas uppfylla reglerna i den kommande förordningen, för att ge underlag till VA-branschen inför framtida investeringar. Projektet har genomförts av forskare på Chalmers i samarbete med en referensgrupp med deltagare från flera stora VA-organisationer.

En LCA bedömer miljöpåverkan av en produkt eller tjänst från resursuttag, via produktion, distribution och användning till sluthantering. För ”tjänsten” slamhantering finns det ett antal processer som man måste bestämma olika typer av miljöpåverkan för. Projektet fokuserade på klimatförändring, försurning, övergödning av marina, sötvattens- och landekosystem samt smogbildning. Resultaten redovisas per ton torrsubstans orötat slam som går in i slamhanteringen. När man tolkar resultaten av en LCA är det viktigt att komma ihåg att de alltid är beroende av studiens upplägg och de indata man har använt.

Fyra av de studerade alternativen innebär att slammet utnyttjas som gödselmedel i jordbruk: 1) pastörisering (vid 70° C) följt av mesofil rötning (35° C), 2) termisk hydrolys följt av mesofil rötning, 3) termofil rötning (55 eller 60° C), samt 4) mesofil rötning följt av ureainblandning. Två studerade alternativ innebär att fosfor utvinns från slammet för användning i jordbruk: mesofil rötning följt av antingen förbränning av bara slammet eller samförbränning av slam och returträflis – och därefter fosforutvinning ur askan eller användning av askan i gödselprodukt efter värmebehandling. Ett studerat alternativ innebär att en slamprodukt utnyttjas som gödselmedel i skogsbruk: mesofil rötning följt av torkning och pelletering.

Bildning av metan, lustgas och ammoniak i slammet under behandling, lagring och efter spridning visade sig kunna ha stor inverkan på flera miljöpåverkanskategorier. Det verkar alltså vara viktigt att minimera sådana utsläpp och att vidare studera skillnader mellan olika slamhanteringsmetoder. Att täcka slamlagret skulle kunna vara intressant. Vilka produkter man ersätter genom slamanvändningen är också viktigt. Det gäller framför allt när man ersätter naturgas, men i vissa fall även kväve- och fosforgödsel.

Resultaten pekar inte tydligt på att vissa slamhanteringsmetoder är att föredra framför andra. Studien ger vägledning om vad som är viktigt att fokusera på för att minimera miljöpåverkan för respektive alternativ. Den visar tydligt att det i framtida slamstrategier är viktigt att fundera över hur olika produkter från slamhantering utnyttjas och att minimera direkta utsläpp från slammet till luft och vatten. I varje enskilt fall bör en mer detaljerad LCA göras som tar hänsyn till de specifika förutsättningarna, tillsammans med en bedömning av bland annat tekniska, ekonomiska och juridiska aspekter.

Summary

New national regulations on sustainable recycling of phosphorus are coming up. It is expected that the hygienisation requirement for sewage sludge will be higher. The purpose of this project was to assess the environmental performance, using life cycle assessment (LCA), of sludge management options that are expected to fulfil the new requirements, to provide decision support to the Swedish water sector on future investments. The project was performed by researchers at Chalmers University of Technology and a reference group with participants from several large Swedish water organisations.

An LCA assesses the environmental performance of a product or a service from resource extraction, via production, distribution and use, to final disposal. For the “service” of sludge management, there are a number of processes for which the environmental performance needs to be assessed. The project focused on climate impact, acidification, eutrophication of marine, freshwater and land ecosystems and smog formation. The results are reported per tonne of dry solids of undigested sludge entering the sludge management. When the results of an LCA are interpreted, it is important to remember that they are always dependent on the design of the study and the data that were used.

Four of the studied alternatives involve the use of the sludge as a fertiliser in agriculture: 1) pasteurisation (at 70° C) followed by mesophilic digestion (35° C), 2) thermal hydrolysis followed by mesophilic digestion, 3) thermophilic digestion (55 or 60° C), and 4) mesophilic digestion followed by mixing with urea. Two studied alternatives involve the recovery of phosphorus from the sludge for use in agriculture: mesophilic digestion followed by either combustion of just the sludge or co-combustion of sludge and chipped demolition wood – and subsequent phosphorus recovery from the ashes or the use of the ashes in production of fertiliser after heat treatment. One studied alternative involves the use of a sludge product as a fertiliser in forestry: mesophilic digestion followed by drying and pelletising.

Formation of methane, nitrous oxide (laughing gas) and ammonia in the sludge during treatment, storage and after spreading showed to strongly influence the results for several environmental impact categories. It therefore appears to be important to minimise such emissions and to further study differences between different sludge management methods. To cover the sludge storage could be useful. What products that are replaced by the utilisation of sludge is also important, in particular when natural gas is replaced, but in some cases also nitrogen and phosphorus fertilisers.

The results do not show that any of the studied sludge management options are clearly superior. The study provides guidance on what can be important to focus on in minimising the environmental performance for each alternative. It shows clearly that it is important in future sludge management strategies to consider how different products from sludge are utilised and to minimise direct emissions from the sludge to air and to water. In each specific case, a more detailed LCA should be done that takes into account case-specific circumstances, together with assessments of, amongst others, technical, economic and legal aspects.

Förkortningar

DALYs	disability-adjusted life years
LCA	livscykelanalys
SOC	soil organic carbon
SVU	Svenskt Vatten Utveckling
TS	torrsubstans
VS	volatile solids
QMRA	kvantitativ mikrobiell riskbedömning
QRA	kvantitativ riskbedömning

1 Bakgrund och syfte

Det finns en ambition att dagens reningsverk ska vara morgondagens resurs-hushållningsverk, där vatten, energi och näringsämnen kan återvinnas för att kunna användas på nytt. Många av de makro- och mikronäringsämnen som man renar bort ur avloppsvattnet fastläggs i avloppsslammet. Samtidigt fastläggs vissa oönskade och miljöfarliga ämnen – eller så transporteras de orenade genom reningsverket. Ett stort arbete har genomförts för att förebygga att farliga ämnen når till reningsverken, men mycket arbete kvarstår. Genom arbete med det svenska certifieringssystemet Revaq, framtaget av bl a Svenskt Vatten, har slammet gjorts säkrare för spridning på åkermark.

Återföring av växtnäring från avlopp genom nyttjande av slammet i jordbruk eller på annan produktiv mark har en stor potential att bidra till ett minskat resursuttag och minskad miljöpåverkan, t ex genom att handelsgödsel kan ersättas. Det gäller framför allt kväve och fosfor men även en del mikronäringsämnen. Dessutom innehåller slammet organiskt material som är bra för markens mulluppsyggnad. Man kan därmed undvika både utarmning av fosforresurser, varav en stor del kommer från omstridd mark i Västafrika, och kvävegödsel som tillverkas på ett sätt som använder naturgas och ger stora koldioxidutsläpp.

Det föreslagna projektet avser att utreda miljökonsekvenser av olika metoder för fosforåterföring till produktiv mark med hjälp av livscykelanalys (LCA), och syftar till att vägleda vattensektorn i Sverige i strategiskt arbete.

Flera livscykelanalyser har tidigare fokuserat på just slamhantering med fosforåterföring i Sverige (se t ex Johansson et al. (2008), Linderholm et al. (2012), Lundin et al. (2004), Svanström et al. (2005)). Ingen har dock den aktualitet och relevans (specificitet) som krävs för de val som svenska vattensektorn står inför idag. Den studie med liknande syfte som gjordes för Stockholm Vatten av den medverkande forskargruppen under 2004 undersökte fyra då aktuella slamhanteringsstrategier med fosforåterföring (hygienisering och spridning på jordbruksmark, kompostering med annat biomaterial och spridning på golfbana, utläggning på gammalt gruvområde, samt oxidation i överkritiskt vatten med fosforextraktion; studien beskrivs bl a i Johansson et al. (2008)). Studien påvisade bl a en del av de utmaningar som fanns i att göra miljöbedömningar av det slaget, vilka idag delvis har undanröjts eller åtminstone minskat. Från hantering av kväve- och kolrika vatten- och slamflöden i öppna tekniska system eller i biologiska system finns utsläpp till luft och vatten som kan vara mycket svåra att uppskatta (se t ex Heimersson et al. (2016c) för en genomgång av dessa svårigheter). Detta har bl a delvis adresserats genom tidigare SVU-projekt, t ex SVU-rapporten *Klimatpåverkan från avloppsreningsverk* (Tumlin et al., 2014) och av ett internationellt arbete för att klarlägga emissionsfaktorer för olika markanvändning.

Idag har utveckling på området också gjort att andra slambehandlingsalternativ ter sig intressanta, t ex förbränning med fosforextraktion ur askan

och behandling av slam genom olika andra hydrotermiska eller termiska metoder. En beskrivning av de slambehandlingsalternativ som framför allt är av intresse för Sverige finns i Svenskt Vattens Meddelande M137 från Mars 2013 (*Slamanvändning och strategier för slamanvändning*).

Som prioriterade områden för 2014 för Svenskt Vatten Utveckling (SVU) nämns reningsteknik som ett första område, och ökade krav på rening när det gäller närsalter som ett av dessa fokus. När närsalter överförs från avloppsvatten till slam ökar potentiellt slammets värde som gödselmedel. Det föreslagna projektet avser att bedöma de vinster som kan uppnås genom olika slamhanteringsalternativ. Ett annat prioriterat område är resurshushållning och klimatpåverkan. I det sammanhanget läggs ett fokus på energianvändning och biogasutnyttjande och direkta emissioner av metan och lustgas från reningsverken nämns också. En bedömning av alternativ som innefattar ett utnyttjande av näringsämnen på produktiv mark görs i det föreslagna projektet, och det inkluderar en kartläggning och bedömning av bl a energianvändning och emissioner. Slutligen, ytterligare ett prioriterat område är återföring av växtnäring från avlopp. Här nämns ett behov av alternativ slamhantering och särskilt att undersöka alternativa lösningar till återföring av fosfor ur slam. Det föreslagna projektet adresserar just detta då en miljömässig bedömning av sådana alternativ som innebär att slammet förs till produktiv mark kommer att göras. Förutom SVUs prioriterade områden diskuteras idag slamhanteringsstrategier på många svenska reningsverk och studien avser att ge underlag till sådana diskussioner.

Det var i ljuset av detta som det aktuella projektet startades. Denna rapport beskriver huvudsakligen den livscykelanalys (LCA) som genomförts inom projektet *Livscykelanalys av slambehandling med fosforåterföring* (SVU-projekt 14-127) och processen kring detta arbete.

1.1 Projektets inriktning och rapportens syfte

En LCA görs normalt för att ta fram information som man behöver för att fatta beslut om eller kommunicera kring en produkts eller tjänsts miljöpåverkan. Den LCA som genomförts i detta projekt avser att utgöra del av beslutsunderlaget för i första hand de inblandade organisationerna avseende långsiktiga strategier för slamhantering.

Eftersom studien berör enbart vissa miljöaspekter måste den kompletteras med annan information som svarar på olika alternativs lämplighet avseende andra aspekter, t ex ekonomiska, tekniska, juridiska och sociala, men även avseende typer av miljö- och hälsopåverkan som inte täcks av denna studie (se avsnitt 2.2.3 för vilka som ingår och inte). God vägledning finns i SVU-rapporten *Slamanvändning och strategier för slamanvändning* från 2013 (Svenskt Vatten, 2013).

Resultatet av en LCA är alltid beroende av studiens utformning. Avsikten är att i denna rapport beskriva LCA:n i sådan detalj att även personer som inte varit inblandade i projektet kan få en god uppfattning om vilken information man faktiskt kan läsa ut ur resultaten. Genom känslighetsanalyser visas hur resultaten kan variera under andra förutsättningar eller antaganden.

Resultaten från studien presenteras även i andra former och i andra sammanhang. Preliminära resultat presenterades på The Nordic Wastewater Conference (NORDIWA 2015) i Bergen (4–6 november 2015) och vissa slutresultat presenterades på The 2nd IWA Conference on Holistic Sludge Management (HSM2016) i Malmö (7–9 juni 2016).

1.2 Projektets organisation

Projektledare för projektet har varit Magdalena Svanström, biträdande professor i Kemisk miljövetenskap på Chalmers tekniska högskola i Göteborg, med lång erfarenhet av liknande studier. Stor del av inventeringsarbetet har genomförts av Sara Heimersson, doktorand i samma forskargrupp (men som disputerade den 7 april 2016), med forskningsinriktning särskilt på LCA av slamhantering med resursutnyttjande.

En styrgrupp har fattat avgörande beslut kring studiens utformning och rapportering, t ex vilka slamhanteringsalternativ som ska inkluderas samt vilka miljöpåverkanskategorier som ska studeras. Styrgruppen har haft representanter från alla deltagande organisationer.

En referensgrupp, också med representanter från alla deltagande organisationer har arbetat aktivt för att stödja projektet i datainsamling och mindre beslut som tagits under projektets gång. Referensgruppen har haft fyra heldagsmöten under projektets gång och en hel del arbete och kommunikation även utanför dessa.

Viss samfinansiering har skett med Formas-projektet LiCRA (a new perspective on sludge management – cross-disciplinary enhancement of hybrid life cycle risk assessment). Projektledare för det projektet var Greg Peters, biträdande professor i Kemisk miljövetenskap på Chalmers. Den som utfört en stor del av datainsamling och beräkningar i det projektet är Robin Harder, som varit doktorand i samma forskargrupp men som disputerade den 8 december 2015 med forskningsinriktning just på hur LCA och kvantitativ riskbedömning kan kombineras för bättre beslutsunderlag kring avloppsrening och slamhantering. Projektet hade ett speciellt fokus på Göteborg. Utöver finansieringen från forskningsrådet Formas gav Göteborgs Stad viss finansiering till det projektet. LiCRA-projektets bidrag till SVU-projektet har framför allt legat i bedömning av effekter på mänsklig hälsa av patogener, organiska föroreningar samt metaller i samband med slamspridning. Den fallstudie som genomfördes inom LiCRA-projektet på två slamhanteringsalternativ i Göteborg blev gemensamt arbete för de två projekten.

Förutom att de deltagande forskarna och referensgruppen bidragit med sin kunskap inom området så har många andra experter konsulterats avseende olika slambehandlingsalternativ. Särskilt kan nämnas att Christel Cederberg, biträdande professor i Fysisk resursteori på Chalmers (som tidigare varit anställd på SIK), bidragit med kunskap särskilt kring effekter av att lägga slam på jordbruksmark och att Kenneth Sahlén, extern resurs vid SLU, bidragit med kunskap kring effekter av produktion och spridning av en slamprodukt i skog. För dessa två fanns särskilda pengar budgeterade i projektet. I övrigt har en lång rad olika människor bidragit med kunskap

om olika delsystem som undersökts. Detta framgår i stor utsträckning av beskrivningen av datainventeringen för de olika undersökta systemen.

1.3 Rapportens upplägg

I denna rapport presenteras först metoden livscykelanalys och därefter datainsamlingen (kapitel 2) och resultaten (kapitel 3) för de miljöpåverkanskategorier som ingått i huvudstudien. Därefter diskuteras studiens upplägg, metoden och resultaten och olika känslighetsanalyser som gjordes i samband med tolkningen av studien presenteras (kapitel 4). Slutligen ges en beskrivning av metod och resultat från LiCRA-projektet för två av de studerade alternativen (kapitel 5).

1.4 Studerade slambehandlingsalternativ

De slambehandlingsalternativ som skulle studeras valdes ut dels genom en genomgång av SVU-rapporten *Slamanvändning och strategier för slamanvändning* från 2013 (Svenskt Vatten, 2013) och dels genom att de inblandade organisationerna fick önska vilka alternativ som skulle vara med. Utgångspunkten var att alla studerade alternativ skulle innebära fosforutnyttjande på mark och att alla skulle uppfylla de föreslagna framtida hygieniseringskraven. I det sammanhanget konsulterades rapporten *Hållbar återföring av fosfor – Naturvårdsverkets redovisning av ett uppdrag från regeringen* från 2013 (Naturvårdsverket, 2013). Till slut bestämdes att studien skulle fokusera på följande slambehandlingsalternativ...

...där behandlat slam utnyttjas i jordbruk:

- Pastörisering följt av mesofil rötning
- Termisk hydrolys följt av mesofil rötning
- Termofil rötning
- Mesofil rötning följt av ureainblandning

...där fosfor från slam utnyttjas i jordbruk:

- Mesofil rötning följt av monoförbränning med fosforutnyttjande från askan enligt AshDec-metoden
- Mesofil rötning följt av samförbränning med fosforutvinning ur aska enligt EasyMining-metoden

...och där slamprodukt utnyttjas i skogsbruk:

- Mesofil rötning följt av torkning och pelletering

Studien avsåg inte att jämföra med dagens situation utan att jämföra olika framtida alternativ som uppfyller nya krav. Det visade sig däremot praktiskt att i vissa känslighetsanalyser utgå från ett mer bekant system än något av de studerade alternativen och av den anledningen gjordes också ett referensalternativ där mesofilt rötat slam 'långlagras' (minst 6 månader) (Revaq, 2016) och sedan läggs på jordbruksmark (enligt SCB lades 25 % av avloppsslammet i Sverige på åkermark 2014 (SCB, 2016)). Enbart mesofil rötning och lagring kommer troligen inte att vara en godkänd hygieniseringsmetod enligt förslagen till nya riktlinjer.

Eftersom studien avsåg att ge underlag för framtida slamstrategier så valdes slambehandlingsalternativ som är aktuella idag eller inom de kommande åren och alternativens miljöpåverkan utreddes så som om de hade implementerats idag, med den situation som råder idag avseende t ex energi- och transportsystemen. Utvalda tekniker är alltså realistiska för genomförande nu eller inom en snar framtid och data som använts reflekterar i största möjliga mån nutid. Under projektets gång har flera tekniker som framstod som intressanta till en början sedan avskrivits p g a avsaknad av data av tillräcklig kvalitet. Så realistiska data som möjligt avseende dagens situation har använts, både vad gäller mätdata och modellerade data från litteraturen. I möjligaste mån har data som representerar svenska förhållanden använts och när inte det funnits har data av mer generell karaktär eller för andra förutsättningar använts. Studien har alltså inte gjorts för att spegla den situation som råder om t ex tio år och i andra länder och måste därför vid beslut längre fram i tiden eller för andra förutsättningar bedömas i ljuset av detta. Det är också viktigt att betona att en medelsituation under fungerande drift har studerats och eventuell variation i t ex teknikernas stabilitet inte har tagits hänsyn till. Sådan information måste användas som beslutsunderlag vid sidan av resultatet från denna studie.

Studien avsåg inte att bedöma lämpligheten hos de olika teknikerna för reningsverk av olika storlek. Vissa tekniker, t ex monoförbränning, kräver viss skala på anläggningen för att vara ekonomiskt rimliga att satsa på. I denna studie har enbart drift av anläggningen studerats och alla tekniker har antagits fungera för den skala för vilken studien gjorts. Konstruktion av anläggning och byggnader har inte tagits med och inte heller eventuell nykonstruktion eller ombyggnationer som kan krävas i en omställning till ny teknik. Studien jämför alltså teknikerna med varandra och utan hänsyn till eventuella skillnader i existerande anläggningstillgångar som kan finnas i olika verkliga fall, t ex om man kan bygga om en redan existerande rötkammare eller måste bygga en helt ny.

De studerade alternativen är dock på olika teknikutvecklingsnivå. Vissa av teknikerna kan sägas vara ganska väl beprövade medan andra ännu inte byggts i full skala. Därmed skiljer sig bedömningen av de olika alternativen åt avseende datakvalitet, vilket måste tas med i tolkningen av resultaten. Dessutom kan datakvalitet i detta avseende variera starkt även inom systemen. I möjligaste mån avser rapporten att tydligt beskriva skillnader i datakvalitet, dels i beskrivningen av inventeringen och dels i diskussionen.

Slam som ska användas på åkermark, skogsmark eller annan mark eller som ska saluhållas eller överlätas för sådan användning ska enligt Naturvårdsverkets förordningsförslag dessförinnan genomgå en hygieniserande behandling. I denna rapport har enbart alternativ som antas vara godkända enligt den kommande förordningen om hållbar återföring av fosfor, t ex avseende hygieniseringskrav, inkluderats i studien, se tabell i förslaget till ny förordning (Naturvårdsverket, 2013). I förslaget listas ett antal metoder som föreslås bli godkända för behandling av avloppsfraktioner som innehåller fekalier, och specificerar minsta uppehållstid vid olika temperaturer. Termisk torkning, pastörisering, termofil rötning samt ureabehandling som studerats i detta projekt inkluderas alla i förslaget. Avseende återföring av

näringsämnen innehåller förslaget ett nytt etappmål som lyder ”Kretsloppet av växtnäringsämnen ska vara resurseffektiva och så långt som möjligt fria från oönskade ämnen. Tillförsel och bortförsel av växtnäringsämnen bör balansera i skog och jordbruk. Avloppssystemet bör utvecklas så att en hållbar återföring av växtnäringsämnen underlättas.” Avseende näringsämnen i avlopp föreslås att 40 procent av fosfor och 10 procent av kvävet ska tas tillvara och återföras som växtnäring till åkermark. Kväve är inte på samma sätt som fosfor en ändlig resurs och kväve i avlopp och i slam har därför inte varit i samma fokus i kretsloppsdiskussioner. Notera att den kommande förordningen, förutom avseende hygienisering, ej väntas gälla för användning av slam eller slamprodukter i skogsbruk. Regelverket för användning i skogsbruk beskrivs kort i avsnitt 1.4.7.

Målet har inte varit att utforska större systemförändringar som kan underlätta recirkulation av näringsämnen, utan utgångsläget har varit hantering av slam från vanlig insamling och behandling av avloppsvatten.

Eftersom samarbete skett med det redan existerande Formasprojektet LiCRA som har ett fokus på avloppsslam i Göteborg, valdes ett modellslam för studien som har samma karakteristik som Ryaverkets (Gryaabs anläggning i Göteborg) medelslam (medelvärde av årsmedelvärdena för blandat primär- och bioslam från Ryaverket åren 2012–2014, se Tabell 1). Vi har utgått ifrån att detta slam är representativt för de flesta aktuella avloppsslam i Sverige.

Nedan beskrivs i korthet de beaktade teknikerna. Senare i rapporten beskrivs den modell av varje alternativ som bedömts i LCA (se avsnitt 2.3).

1.4.1 Pastörisering

Pastörisering som hygieniseringsteknik är väl beprövad. Tekniken tillämpas till exempel i Høvringsens reningsverk i Trondheim i Norge. Pastöriseringssteget kan antingen placeras före eller efter rötningen. Förpastörisering valdes för denna studie då det i jämförelse med efterpastörisering minskar risken för återväxt av patogena bakterier (se till exempel sammanställning av kunskapsläge och lagstiftning i Norin (2013)). Enligt förslaget till ny förordning för hållbar återföring av fosfor (Naturvårdsverket, 2013) krävs hygienisering vid 70° C och en uppehållstid på 30 minuter.

1.4.2 Termisk hydrolys

Termisk hydrolys har internationellt använts för slambehandling sedan 1990-talet (Davidsson et al., 2008) och har i Sverige nyligen installerats av Cambi på avloppsreningsverket i Växjö. Vid den termiska hydrolysen utsätts slammet för hög temperatur och högt tryck (ca 165° C och 6 bar), vilket innebär att slammet hygieniseras och eftersom organiskt material hydrolyseras så ökar effektiviteten i den efterföljande rötningen, vilket t.ex. gör att volym kan frigöras i rötkamrarna. I förslaget till ny förordning (Naturvårdsverket, 2013) anges termisk hydrolys som en möjlig metod för hygienisering av slam precis som pastörisering under samlingsbegreppet ”Värmebehandling” med krav på olika exponeringstider vid olika temperaturer (30 minuter för temperaturer över 70° C). Den termiska hydrolysen kan i princip även placeras efter rötningen, en process som marknadsförs

av Cambi under namnet SolidStream. I denna studie har endast den mer beprövade metoden med termisk hydrolys innan röt-kamrarna inkluderats bland de studerade alternativen.

1.4.3 Termofil rötning

Termofil rötning tillämpas i Halmstad sedan år 2000. Principen är densamma som vid mesofil rötning, men vid termofil rötning rötas slammet vid 55° C, vilket kan ge en liten ökning av biogasproduktionen, men framför allt frigörs röt-kammarvolym då uppehållstiden kan kortas jämfört med vid mesofil rötning (Hellstedt et al., 2009). Enligt förslaget till ny förordning (Naturvårdsverket, 2013) krävs vid värmebehandling vid 55° C en exponeringstid på 8 timmar.

1.4.4 Ureainblandning

En av de metoder som föreslås för att uppnå tillräcklig hygienisering av Naturvårdsverket (2013) är ammoniakbehandling av slammet. Mycket forskning kring tillsats av urea till slam har publicerats vid SLU i Uppsala under senaste åren (se t ex Fidjeland et al. (2013), Vinnerås et al. (2013) och Nordin et al. (2015)). Genom att blanda in urea i avvattnat slam uppnås en hygieniserande effekt då urean enzymatiskt sönderdelas till bland annat ammoniak, som verkar bakteriedödande (Fidjeland et al., 2013). Vid lagring av slam med ureainblandning måste slammet täckas över för att undvika att ammoniak avgår till luft, vilket skulle försämra den hygieniserande effekten (Vinnerås et al., 2013). En ureatillsats på 1,6 procent har rapporterats ge bättre hygienisering än långlagring (Nordin et al., 2015). I en annan studie har en tillsats på 1,5 procent visats minska lustgas- och metanutsläpp under slam-lagring om slam-lagret är täckt jämfört med lagring av mesofilt rötat slam som lagrats utan täckning (Jönsson et al., 2015). I förslaget till ny förordning (Naturvårdsverket, 2013) krävs exponering under ett antal dygn (10-150) beroende på ammoniak-koncentrationen.

Metoden har förts fram som en kostnadseffektiv metod för att uppnå framtida ökade krav på hygienisering, bland annat för att den även lämpar sig för mindre mängder slam (Fidjeland et al., 2013) och har en låg initial investeringskostnad jämfört med alternativa tekniker. Den ökning i kväve-innehåll i slammet som uppstår vid ureainblandning är också fördelaktig när slammet används i jordbrukssyfte. I Sverige får slam ges som 5-årsgiva motsvarande 110 kg P, eller 150 kg N per spridningsår (SNFS, 1994:2). Vid ureainblandning är det då viktigt att vara medveten om att gränsen för kväve kan överskridas vid doser över 1 procent om fem års slamgiva sprids på åkermark vid ett tillfälle (Fidjeland et al., 2013).

1.4.5 Förbränning av slam med fosforutnyttjande

Förbränning av slam kan ske antingen i form av monoförbränning eller som samförbränning med annat organiskt material, till exempel träflis. Monoförbränning av slam kräver viss skala och har inte tillämpats i Sverige. Samförbränning av slam med andra organiska material, följt av återvinning av fosfor ur askan, har testats i full skala i Sverige i en rosterpanna (Bäfver et

al., 2013). Resultaten visade att inblandningar på 35 respektive 45 procent avvattnat slam i returträffis fungerade.

Vid nyss nämnda samförbränningsförsök gjordes även efterföljande fosforutvinning enligt den metod som idag tillämpas i EasyMining-metoden (Bäfver et al., 2013). Då löses först askan upp med syra och olösligt material i form av sand och gips filtreras bort. Därefter fälls olika fraktioner ut i tre steg: först fosfor som bildar ammoniumfosfat vid tillsats av ammoniak, sedan fällningskemikalier vid tillsats av kalk och slutligen tungmetallsulfider vid tillsats av natriumsulfid. Den sistnämnda kan transporteras iväg för deponering.

Fosforutnyttjande ur aska efter monoförbränning har utvärderats i en rapport som sammanställts på uppdrag av Naturvårdsverket (Tideström et al., 2009).

Metoden AshDec utvecklades i Österrike inom ramen för det Europeiska forskningsprojektet SUSAN (*Sustainable and Safe Re-use of Municipal Sewage Sludge for Nutrient Recovery*). Principen för AshDec är att slamaskan rostar vid ca 1 000° C i närvaro av magnesium- eller kalciumklorid. I processen bildas metallklorider i gasfas som kan avskiljas genom rening av gasfasen (framför allt klorider av Cd, Pb, Cu och Zn). I askresten finns fosfor i form av P_2O_5 som kan användas i en gödselprodukt (Tideström et al., 2009).

1.4.6 Torkning och pelletering av slam

Torkning av slam görs bland annat på Syvabs anläggning Himmerfjärdsverket i Grödinge, där torkning i en trumtork genererar granuler. Ett alternativ är att producera pellets. Dessa kan sedan spridas på jordbruks- eller skogsmark.

1.4.7 Användning av slamprodukt på skogsmark

Gödslingsåtgärder på skogsmark ska föregås av anmälan om samråd enligt 12:e kapitlet 6§ i Miljöbalken (Henriksson et al., 2012). Skogsstyrelsen konstaterar att ”organiska gödselmedel, som behandlat rötslam, kan innehålla restprodukter i form av miljögifter, varför dessa kommer att prövas restriktivt i samband med samrådsförande enligt miljöbalken” (Skogsstyrelsen, <http://www.skogsstyrelsen.se/Myndigheten/Nyheter/Nyhetsarkiv/Allmanna-rad-om-kvavegodsling-beslutade/>, besökt 2015-10-05). Därmed är användning av torkat rötslam på skogsmark i praktiken inte tillåten idag. Det har till och med i vissa fall visat sig vara svårt att få tillstånd för spridning i större skala i försökssyfte (Sahlén et al., 2013). Från bl a Svenskt Vattens sida fanns det ett stort intresse för att ändå inkludera ett alternativ i studien som innebär utnyttjande av slam i skogsbruk.

Skogsbruksalternativet skiljer sig från de andra alternativen även i andra viktiga avseenden. Det är nämligen oklart i vilken utsträckning som fosfor faktiskt påverkar skogens produktivitet. Idag genomförs kvävegödsling av skog i vissa delar av norra Sverige och detta höjer produktiviteten men man fosforgödslar inte skogsmark eftersom fosfor inte är tillväxtbegränsande i dessa ekosystem. Man kan därför inte automatiskt anta att man, genom att lägga slam på skogsmark, ersätter användning av fosfor bruten ur gru-

vor. Den pelleterade produkten myllas heller inte ner i marken vilket skiljer detta alternativ från övriga i denna studie. Därmed kan man tänka sig att den direkta exponeringen för djur och människor kan bli högre än för de andra alternativen. Skogsbruksalternativet kan därför sägas ha annan karaktär än de övriga eftersom varken fokuset på fosfor eller att alternativet ska antas uppfylla krav och regler är uppfyllt.

Hur mycket handelsgödselkväve som får spridas på skogsmark regleras i Skogsstyrelsens allmänna råd (Näslund, 2015) och anges för fyra zoner från södra till norra Sverige. Längst i söder får kvävegödsel inte spridas alls, i zon 2 får 150 kg N per hektar och skogsgeneration spridas under vissa specifika förutsättningar, i zon 3 får 300 kg N/ha och skogsgeneration spridas på fastmark och längst i norr får 450 kg N/ha och skogsgeneration spridas på fastmark.

1.5 Tidigare LCA-studier

LCA har tidigare använts många gånger för att utvärdera avlopps- och slamhanteringsalternativ, både i Sverige (t ex Johansson et al. (2008) och Tumlin et al. (2014)) och internationellt (t ex Hospido et al. (2005) och Peters and Rowley (2009)).

En LCA har tidigare studerat pastörisering av slam. Lundin et al. (2004) jämförde ett system där pastöriserat slam spreds på jordbruksmark och fann att systemet fick sämre miljöprestanda jämfört med om slammet istället samförbrändes eller behandlades med två andra termiska metoder (Bio-Con och KREPRO), huvudsakligen på grund av energibalanserna för de olika systemen, dels beroende på energibehovet i pastöriseringssteget och dels på stor ersatt energiproduktion som ett resultat av energiåtervinning för de två system som jämförelsen gjordes mot.

En LCA, Mills et al. (2014) har studerat termisk hydrolys och fann att tekniken stod sig väl miljömässigt jämfört med ett konventionellt system för de miljöpåverkanskategorier och det specifika system som de studerade.

Gianico et al. (2015) gjorde en LCA för termofil rötning av endast förbehandlat sekundärslam, varför resultaten inte är jämförbara med det mixade primär- och sekundärslammet i denna studie. Hospido et al. (2010) jämförde ett system där slam rötats termofilt och sedan spreds på åkermark mot ett system där slammet rötats mesofilt och spreds på åkermark. Resultaten visar inga stora skillnader mellan alternativen.

Jönsson et al. (2015) har publicerat en LCA där miljöpåverkan från ett system där ureabehandlat slam lagrades och lades på åkermark jämfördes med ett konventionellt behandlat slam. Mesofilt rötat ureabehandlat slam visade sig i studien ge minskad klimatpåverkan från lagringen jämfört med ett slam som ej ureabehandlats (oavsett om det ej urea-behandlade slammet lagrats med eller utan täckning). Detta berodde på att mängden lustgas såväl som metan till luft var lägre för det ureabehandlade slammet. Studien använde sig av data på lagring motsvarande pilotskala under 1 år. Försurningspotentialen påverkades också av det faktum att det ureabehandlade slammet lagrades under täckning, vilket sannolikt gav lägre ammoniakav-

gång (enligt litteratordata för stallgödsel) under lagring jämfört med om slammet lagrats utan täckning.

Monoförbränning av slam följd av fosforutvinning med AshDec-teknik har studerats tidigare i LCA. Teknik från projektet SUSAN (monoförbränning i kombination med AshDec) har jämförts mot ett antal andra slamhanteringsalternativ, t ex direkt spridning av kalkbehandlat slam på jordbruksmark och spridning av monoförbränningsaska efter behandling (Lederer and Rechberger, 2010). Studien visade att den studerade tekniken stod sig väl mot de jämförda alternativen, utom vad det gäller energikonsumtion, där till exempel direkt spridning på jordbruksmark visade sig mer fördelaktig.

Samförbränning har utvärderats i flera tidigare LCA-studier (se t ex Lundin et al. (2004) och Wang et al. (2013)), men utan P-återvinning.

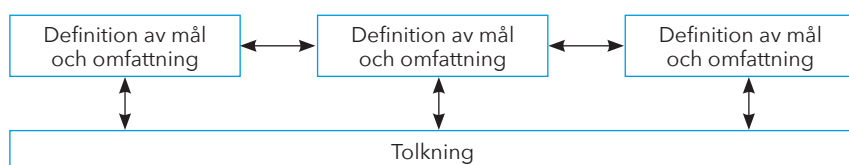
En tidigare LCA-studie, McDevitt et al. (2013), har studerat spridning av stabiliserat slam för skogsbrukssyften på Nya Zeeland, men inga LCA-studier kring torkat slam på skogsmark finns tillgängliga.

Denna studie gör alltså jämförelser i LCA som tidigare aldrig gjorts. Vissa av de studerade systemen har inte tidigare studerats med LCA och inte i något fall jämförs många av de studerade teknikerna.

2 Metod och genomförande

2.1 Livscykelanalys

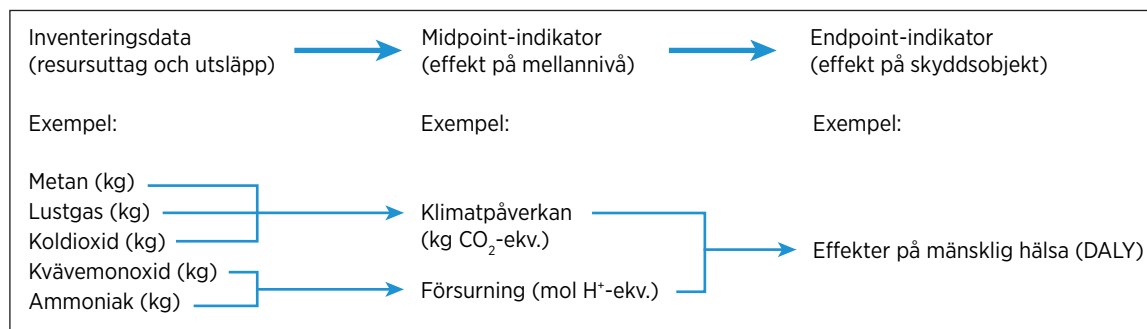
Livscykelanalys är en metod som ofta används för att jämföra miljönyttor och miljöpåverkan från olika produkter eller tjänsters livscykler. Karakteristiskt för en LCA är att studien anpassas efter den specifika beslutssituationen som den avser att utgöra underlag för. Det första steget i en LCA är därför att identifiera mål och omfattning för studien. Utifrån studiens mål definieras till exempel vilka system som ska studeras och vilken typ av miljöpåverkan som man ska kvantifiera. Detta arbete sker med fördel i samarbete med uppdragsgivaren. Steg två är att göra en livscykelinventering av resurs- och utsläppsflöden, anpassat efter den typ av miljöpåverkan som ska bedömas i studien, för de olika system som studeras. Därefter översätts resultatet från livscykelinventeringen till miljöpåverkan för olika miljöpåverkanskategorier i steget som kallas miljöpåverkansbedömning. Det fjärde steget, som i själva verket genomförs parallellt med de andra stegen, är att tolka det som kommer fram i de olika stegen i relation till syftet. Processen för att utföra en LCA med dessa fyra steg är alltså iterativ, se Figur 2-1.



Figur 2-1 Iterativ process för metoden livscykelanalys.

Resultat från en LCA kan, som tidigare nämnts, inte ensamt utgöra beslutsunderlag för slamstrategier, men de kan utgöra ett viktigt bidrag till den miljömässiga utvärderingen, men även avseende miljöpåverkan finns det områden som inte kan täckas av en LCA. En LCA ger möjlighet att titta på miljöpåverkan från hela livscykeln för att hela den miljöbelastning som en produkt eller tjänst kan tyckas vara ansvarig för ska komma med i bedömningen. En LCA avser alltså att ge en mer holistisk bild av de studerade systemen. Man kan då t ex försäkra sig om att problem inte bara flyttas mellan olika steg i livscykeln eller mellan olika typer av miljöpåverkan när man inför olika miljöanpassningar. Miljöpåverkansbedömningen görs i ganska generella termer och kan därför sägas ge tydligare svar för miljöpåverkan av mer global karaktär, t ex klimatpåverkan, än för påverkan av mer lokal karaktär, t ex humantoxicitet, som ju alltid är starkt beroende av den faktiska exponeringen och känsligheten hos exponerade miljöer. Metoden ger också möjlighet att väga samman olika typer av miljöpåverkan om man kan enas om viktningsfaktorer. En miljöpåverkanskategori som befinner sig någonstans mittemellan utsläpp och faktiska effekter på människa eller miljö sägs ligga på midpointnivå, t ex försurningspotential, medan kategorier som ligger på faktiska effektnivå, t ex total påverkan på mänsklig hälsa,

sågs ligga på endpoint-nivå, se Figur 2-2. Ju längre mot endpoint-nivå man drar sig, ju större blir normalt osäkerheterna eftersom man har infört fler osäkerheter och i många fall värdebaserade val. På midpoint-nivån kan man istället få svårigheter med att förstå faktiska effekter och med att jämföra olika kategorier med varandra.



Figur 2-2 Illustration av olika nivåer i miljöpåverkansbedömningen i LCA och hur de relaterar till varandra

En LCA bedömer inte om ett studerat alternativ uppfyller vissa krav eftersom krav sällan är ställda på den nivån, t ex finns det sällan krav på maximala utsläpp av ett visst ämne under produktens hela livscykel, men det kan finnas krav för specifika produktionsenheter eller för transportverksamhet. Därför måste man se till att undersöka eventuella krav separat. Om man vill få reda på om utsläppen någonstans i systemet överträder eventuella tröskelvärden passar en kvantitativ riskbedömning bättre. Normalt fokuserar man i LCA på system under normal drift, vilket innebär att man inte tar hänsyn till risker som uppkommer på grund av olyckshändelser eller icke-rutin händelser, även om det är möjligt att göra det.

Två ISO-standarder för LCA finns, ISO 14040 (Swedish Standards Institute, 2006b) och ISO 14044 (Swedish Standards Institute, 2006a). Ytterligare guidning i hur LCA bör appliceras i ett europeiskt perspektiv finns i The International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook (EC-JRC, 2010), vilken har använts för denna studie.

2.2 Mål och omfattning

En LCA bör anpassas efter en specifik beslutssituation och resultaten från en LCA måste tolkas i ljuset av frågeställningen i den specifika studien. Av denna anledning är det viktigt att noggrant definiera mål och omfattning för studien.

2.2.1 Mål med LCA:n

Den genomförda LCA:n avser att utgöra en del av det beslutsunderlag som krävs för att VA-branschen i Sverige ska kunna besluta om långsiktiga strategier för slamhantering, för alternativ där fosfor utnyttjas på mark. Syftet är dels att jämföra olika slamhanteringsalternativ och dels att identifiera var i livscykeln som miljöpåverkan uppstår för varje alternativ.

Beroende på syftet med en LCA så finns två olika möjliga approacher. Antingen kan fokus vara de studerade systemens miljöpåverkan, inklusive påverkan från produktion av insatsvaror. Detta brukar kallas en bokförings-LCA. Alternativt kan studien avse att kartlägga miljökonsekvenserna som en övergång till de olika studerade teknikerna väntas ge, vilket brukar kallas för konsekventiell LCA. I denna studie ligger fokus inte på en jämförelse av nya framtida slamhanteringsalternativ jämfört med nuvarande utan istället på att bedöma miljöpåverkan för de olika studerade systemen; studien har därför genomförts som en bokförings-LCA. Teknikerna som studerats i de olika systemen har som tidigare nämnts studerats på nuvarande teknikutvecklingsnivå. Valet att göra en bokförings-LCA har inte bara konsekvenser på hur systemen utformas i studien utan även på vilken typ av data som samlas in. I en konsekventiell studie hade man i större utsträckning tittat på marknadseffekter när man bedömer t ex hur den elektricitet som använts producerats medan en bokförings-LCA i större utsträckning förlitar sig på medelsituationen.

2.2.2 Funktionell enhet

Som bas för beräkningarna i en LCA krävs ett referensflöde, som alla andra flöden kan relateras till, och som kan användas vid jämförelser. Detta flöde ska beskriva systemets funktion, och är kopplat till den funktionella enheten. Valet av funktionell enhet är ett av de viktigaste valen i en LCA och är den enhet resultaten beräknas för. Valet av funktionell enhet bör styras av målet med studien. Utifrån tidigare studier finns två principiellt olika möjligheter för studier av hantering av avloppsslam: per ton TS (torrsubstans) slam (se t ex Svanström et al. (2005)) eller per ton fosfor (se t ex Linderholm et al. (2012)). Då det huvudsakliga syftet med studien var att skapa ett beslutsunderlag för avloppsreningsverk i arbetet med att utvärdera hur man på bästa sätt tar hand om en viss mängd slam, valdes ”per ton TS slam in till röt-kamrarna” som funktionell enhet. Slammet antogs ha en kvalitet och torrhalt motsvarande Ryaverkets slam. Om huvudsyftet istället hade varit att utvärdera hur man på bästa sätt förser åkermark med fosfor från slam så hade potentiellt den andra funktionella enheten varit att föredra.

Det förutsätts att det genererade slammet i alla jämförda alternativ lever upp både till förslagen på hygieniseringskrav i den kommande förordningen (Naturvårdsverket, 2013) och kraven för Revaq-certifiering. Revaq-certifieringen är ett initiativ från Svenskt Vatten, LRF, Livsmedelsföretagen och Svensk Dagligvaruhandel med krav på bland annat uppströmsarbete och slamkvalitet för de reningsverk som vill använda slam för jordbruksändamål (Revaq, 2016). Referenssystemet ses, som tidigare nämnts, inte som en framtida möjlighet då hygieniseringskraven troligen inte kommer att vara uppfyllda. Däremot kan ett slam behandlat med referenssystemets teknik uppfylla Revaq-kraven. Resonemangen är inte tillämpliga på slam som ska användas i skogsbruk, se avsnitt 1.4.7.

2.2.3 Miljöpåverkanskategorier

Följande miljöpåverkanskategorier bedömdes i studien för alla de studerade alternativen:

- klimatpåverkan (växthuseffekt, utan hänsyn till biogen koldioxid, alltså på det vanligaste sättet)
- försurning
- övergödning (både för marina ekosystem, sötvattens ekosystem och landekosystem)
- smogbildning (fotooxidantbildning)

För att karakterisera miljöpåverkan från de studerade systemen för de olika miljöpåverkanskategorierna har de indikatorer som rekommenderas av ILCD-handboken (EC-JRC, 2011) använts, på midpoint-nivå. För växthuseffekt användes indikatorn global warming potential (GWP), med IPCCs metod (IPCC, 2007) och i ett hundraårsperspektiv, för försurning indikatorn acidification potential (AP) och för övergödning i landekosystem indikatorn terrestrial eutrophication potential (EP-T) (Seppälä et al., 2006, Posch et al., 2008), för övergödning i marina och sötvattens ekosystem indikatorerna marine respektive freshwater eutrophication potential (EP-M och EP-F) (Struijs et al. (2009), som metoden används i Goedkoop et al. (2013)) och för smogbildning användes indikatorn photochemical oxidant formation potential (POFP) (Van Zelm et al. (2009), som metoden används i Goedkoop et al. (2013)). I alla fallen görs en omräkning för varje utsläpp som bidrar till kategorin till en form som gör olika utsläpp jämförbara och summerbara, t ex koldioxidekvivalenter för klimatpåverkan.

Två olika vetenskapliga artiklar (Corominas et al., 2013, Yoshida et al., 2013) har granskat ett stort antal LCA-studier inom avloppsrening och slamhantering. Deras slutsatser är att växthuseffekt är den vanligaste miljöpåverkanskategorin som inkluderats i de granskade studierna, följt av övergödning, försurning, ozonnedbrytning, utarmning av abiotiska resurser och human- och ekotoxicitet.

Tidigare erfarenheter visar att toxicitetsbedömning av avloppsrening och slambehandling är komplicerat att genomföra, och ger stora osäkerheter i resultatet (Renou et al., 2008, Heimersson et al., 2014). Svårigheterna består framför allt i att hitta karakteriseringsdata för många kemikalier och på osäkerheter i de karakteriseringsdata som finns för tungmetallutsläpp till bl a åkermark. Trots att humantoxicitet, ekotoxicitet och marktoxicitet bedöms vara relevant för avloppsrening och slamhantering begränsades studien till att inte inkludera dessa miljöpåverkanskategorier på grund av de stora osäkerheter som de LCA-metodologiska begränsningarna inför i bedömningen. Genom samfinansieringen med LiCRA-projektet gjordes dock en humantoxicitetsbedömning för två av de alternativ som undersöktes i SVU-projektet: ett system där pastöriserat slam läggs på åkermark och ett system där fosfor utvinns ur aska efter monoförbränning av slam, med hjälp av AshDec-metoden, och sedan används i jordbruk. Inom LiCRA-projektet gjordes också ett försök att kvantifiera patogenrisker för ett LCA-sammanhang, något som inte gjorts tidigare. Detta motiverades av det stora fokus på patogenrisker som funnits i slamdebatten.

Utarmning av abiotiska resurser är en miljöpåverkanskategori som har annan karaktär än de kategorier som är kopplade till utsläpp av olika slag, och den kräver en detaljerad inventering av uttag av olika resurser. Eftersom denna studie inte hade för avsikt att titta på konstruktion av anläggningar

och annat produktionskapital antogs det att de viktigaste bidragen till denna miljöpåverkanskategori skulle härröra från hur mycket ändliga fosforresurser som varje slambehandlingsalternativ kan ersätta. Det bedömdes därför inte meningsfullt att lägga ett omfattande inventeringsarbete på att inkludera denna miljöpåverkanskategori i LCA. Notera alltså att resursförbrukning inte bedöms med LCA i denna studie även om alla studerade alternativ på något sätt innebär att fosfor läggs på jordbruks- eller skogsmark.

Ozonnedbrytning är ett område som i viktiga avseenden vad gäller utsläpp idag är tydligt reglerat och det bedömdes inte ge användbar information att inkludera denna miljöpåverkanskategori. Smogbildning har inte varit en vanlig kategori i tidigare LCA-studier och slamhanterings direkta miljöpåverkan väntas inte ha en stor inverkan på denna kategori. Den togs här med med motivationen att den kan avslöja om viktiga indirekta effekter uppstår i bakgrundssystemet. Det kan även finnas annan viktig miljö- och hälsopåverkan som inte alls täcks av denna studie, t ex lukt- och damm-problem.

2.2.4 Systemgränser

Som utgångspunkt har slambehandling under de förhållanden som råder på Ryaverket i Göteborg antagits. Transportavstånd och produktion av energi och kemikalier har anpassats efter förhållandena i Göteborg.

Fokus i projektet har varit på driftsfasen så investeringar i byggnader och utrustning har inte inkluderats inom systemgränserna. Hur viktig miljöpåverkan från sådant produktionskapital är i jämförelse med påverkan under driftsfasen varierar sannolikt mellan de olika studerade teknikerna, men också mellan reningsverk, beroende på befintlig infrastruktur. Det faktum att studien inte avsett att bedöma lämpligheten hos de olika teknikerna för reningsverk av olika storlek är också ett argument för att inte inkludera produktionskapital i studien. Skalan har i många fall inte alls kunnat beaktas och eventuella fördelar med storskalighet eller nackdelar med småskalighet kan inte ses i resultaten.

De studerade systemen är alla multifunktionella. I alla de studerade systemen ses slamhanteringsfunktionen som huvudfunktion (som representeras i den funktionella enheten) och är jämförbar mellan alla studerade alternativ. Andra funktioner, såsom produktion av biogas och utnyttjande av slam eller fosfor på åkermark, ses som extra funktioner (bifunktioner). Sådana extra funktioner i systemen har normalt i denna studie krediterats systemen genom att hänsyn tagits till en minskad miljöpåverkan till följd av den produktion och användning av konventionella alternativ, som t ex naturgas och handelsgödsel, som ersatts av dessa bifunktioner. Detta angreppssätt för att ta hänsyn till funktioner som inte ingår i den studerade funktionella enheten kallas substitution (refereras också ibland till som sluppen miljöpåverkan), och är vanligt i LCA-studier på avlopps- och slamhantering (Heimersson et al., 2016c). Att göra sådana substitutioner kallas ibland även för systemexpansion och därför anges detta i de grafiska beskrivningarna av de studerade systemen i denna studie som "Expanderat system". Substitution är också den metod som rekommenderas för denna typ av studier i ILCD-handboken (EC-JRC, 2010). Känslighetsanalyser har gjorts för att utvärdera olika val i substitutionerna.

2.3 Beskrivning av studerade slamhanterings-system och livscykelinventering

I detta avsnitt definieras de modeller som sattes upp för att beskriva de alternativa slambehandlingsmetoderna i LCA-studien, och den livscykelinventering som ligger till grund för LCA-resultaten presenteras.

Som tidigare nämnts så har ett och samma modellslam valts som input till de olika studerade systemen för att i möjligaste mån göra resultaten för de olika systemen jämförbara. Slam från Ryaverket (Gryaab) i Göteborg valdes som modellslam. Detta slam består av blandat primärslam (49 %) och biologiskt slam (51 %) från ca 800 000 PE (varav omkring 6,5 % från regionens industrier (Mattsson, 2015)), se Tabell 2-1. I tabellen anges både orötat och rötat, avvattnat slam. Det är det orötade slammet som varit utgångspunkten i denna studie men för att förenkla jämförelser mot slam från andra reningsverk anges även värden för motsvarande rötat och avvattnat slam då det oftast är i denna form som data på slamkvalitet samlas. Utrötningsgrad är 53 %.

Tabell 2-1 Beskrivning av Ryaverkets slam (medel 2012–2014).
Källa: Information från David I'Ons, utvecklingsingenjör på Gryaab, för orötat slam, och Gryaabs miljörapport 2014 för rötat och avvattnat slam.

	Orötat slam	Rötat och avvattnat slam
Volym	462 853 m ³ /år	53 579 m ³ /år
TS-innehåll	25 526 ton DS/år	14 579 ton DS/år
VS-innehåll	18 634 ton DS/år	8 164 ton DS/yr
Totalkväve	data saknas	46 g/kg TS
Ammoniumkväve	data saknas	12,8 g/kg TS
Totalfosfor	data saknas	36,1 g/kg TS

2.3.1 Gemensamt för de olika studerade systemen

Mesofil rötning: Ryaverkets nuvarande slambehandling, bestående av mesofil rötning följt av avvattning, ligger till grund för inventeringen för mesofil rötning i alla de system där sådan ingår. Elektricitet, fjärrvärme, polymerförbrukning, samt metan- och lustgasutsläpp från anläggningen har inventerats baserat på information från Gryaab (I'Ons, 2016).

Elektricitet och värme: För produktion av elektricitet har svensk konsumtionsmix antagits, med data från Gabi Professional database (Thinkstep, 2015). Uppvärmning har, om inget annat anges, antagits ske med fjärrvärme. Fjärrvärme har antagits produceras enligt produktionsmixen för fjärrvärme i Göteborg (Göteborg Energi, 2014) och har modellerats med hjälp av data från Gabi Professional database (Thinkstep, 2015) och Eco-Invent (Weidema et al., 2013). I de fall där fjärrvärme inte ansetts kunna tillgodose värmebehoven har detta modellerats som "thermal energy from natural gas" under svenska förhållanden från databasen Gabi Professional.

Polymer: Produktion av polymer för avvattning har approximerats med akrylonitril-produktion (vilket också gjordes av t ex Rodriguez-Garcia et al. (2011) och Gallego et al. (2008)).

Transporter: Många av de studerade systemen studerar slam som hygieniserats på olika sätt och därefter sprids på åkermark. För sådana system har ett transportavstånd på 100 km från reningsverk till lagring och 50 km från lagring till åkermark antagits. Transporten har modellerats som lastbil driven med diesel (Gabi Professional database). Transporter i bakgrunds-systemet har inte inkluderats. Transporter av t ex polymer, handelsgödsel mm finns alltså inte med i studien. Eftersom slammet har en mycket större volym än dessa transporter tillsammans antogs dessa ha mycket mindre total inverkan än slamtransporten även om dessa kan vara längre.

Slamlagring innan spridning i jordbruk: Utsläpp till luft från lagringen har i allmänhet inte inkluderats i LCA-studier på slamhantering historiskt (Heimersson et al., 2016c), men då Jönsson et al. (2015) visat att det kan ge ett viktigt bidrag till klimatpåverkan och försurning har utsläpp till luft från lagring av slam inkluderats i denna studie. Lagring i ett öppet slamlager har antagits såvida inget annat anges i beskrivningarna av de enskilda systemen nedan. Data för lustgas och metan har räknats fram av Jönsson et al. (2015) baserat på försök i stor skala (Flodman, 2002) eller baserat på pilotförsök. För ammoniakutsläpp till luft har resultat från Karlsson and Rodhe (2002) använts. De publicerade studier som finns över lagringsförsök på slam visar relativt stora skillnader i utsläpp (se Tumlin et al. (2014) för en sammanställning), se vidare detaljer kring känslighetsanalys i avsnitt 4.1.2. Samtliga lagringstider har satts till ett år för att datatillgången är bäst för ett års lagring. Hygieniserat slam kommer inte att behöva lagras men eftersom slam sprids bara vid särskilda tillfällen, framför allt under hösten, blir det i praktiken viss lagringstid för allt slam. I de studerade systemen har lagringen alltså inte haft till syfte att hygienisera slammet då de tekniker som studeras samtliga anses generera ett slam som är tillräckligt hygieniserat (referenssystemet är ett undantag). Ett års lagringstid är en överdrift men detta motiveras av ambitionen att ha jämförbara data för de olika studerade systemen. Att hitta data som kan antas vara jämförbara för lagring av slam behandlat på de olika sätt som studerats i denna studie och dessutom räkna om dessa till en kortare lagringstid har ansetts införa alltför stora osäkerheter. För flera av de studerade systemen är det troligt att det finns en första period då ett avsvalnande slam som kommer ut från rötning eller liknande lagras på reningsverket och avger en något högre mängd utsläpp till luft. Inget försök har gjorts att göra en separat kvantitativ bedömning av dessa utsläpp utan de ses som en del av den övriga slamlagringen. Konsumtion av material för täckning av slamlager har inte inkluderats i denna studie.

Slamspridning på jordbruksmark: Spridning av slam på jordbruksmark har antagits kräva 80 MJ diesel per ton slam (Johansson et al., 2008) och resultera i utsläpp till luft i form av kväveoxider, koldioxid och kolmonoxid (Lindgren et al., 2002).

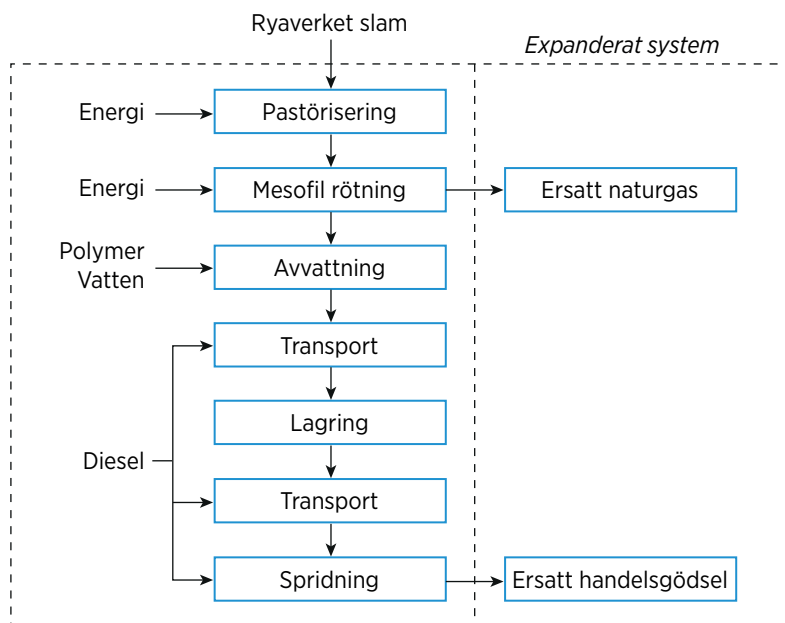
Handelsgödsel för jordbruk: Det kväve och fosfor som tillförs åkermark genom slammet har antagits ersätta kväve- och fosfor-handelsgödsel. Produktion av dessa har antagits vara som för produktion av kalciumammoniumnitrat (CAN) och trippelsuperfosfat (TSP), med data som tagits fram av Fertiliser Europe (Frank Brentrup, personlig kommunikation, 2015). Gamla studier har i stor utsträckning förlitat sig på gamla data med höga

utsläpp från produktion av handelsgödsel, då ett exjobb från 1999 (Davis and Haglund, 1999) ligger till grund för många inventeringar. Ersättningsgraden som antagits i tidigare LCAer har varierat, både för kväve och fosfor (Heimersson et al., 2016c). I denna studie har den i grundfallet antagits till 0,3 för kväve i slammet och 0,7 för fosfor, baserat på kväve- respektive fosforinnehållet i avvattnat slam. En utförlig diskussion om detta antagande kan hittas i Heimersson et al. (2016b). Då det finns stor osäkerhet kring sådan ersättningsgrad testas dessa antaganden i en känslighetsanalys. Mängden produkt att sprida blir avsevärt mindre om handelsgödsel används istället för slam.

Utsläpp efter spridning av slam eller handelsgödsel på jordbruksmark: Efter spridningen antas slam ge upphov till utsläpp till luft på 1 viktsprocent av totalkvävet i slammet som lustgas (IPCC, 2006) och 20 viktsprocent av det totala ammoniumkvävet som ammoniak (Karlsson and Rodhe, 2002). Metanutsläppen från slammet efter spridning har antagits vara mycket små (Jönsson et al., 2015) och har därför ej inkluderats. Nitratläckage till vatten från åkermark har antagits till 10 viktsprocent av totalkvävet i slammet (Svanström et al., 2004). Efter spridning antas handelsgödsel också avge utsläpp till luft i form av 1 viktsprocent lustgas (IPCC, 2006) och 4,5 kgN/ton handelsgödsel som ammoniak (Svanström et al., 2004).

2.3.2 Pastörisering följt av mesofil rötning och användning av slammet i jordbruk

I det studerade systemet, se Figur 2-3, ingår pastörisering följt av mesofil rötning, avvattning, lagring och spridning av slam på jordbruksmark.



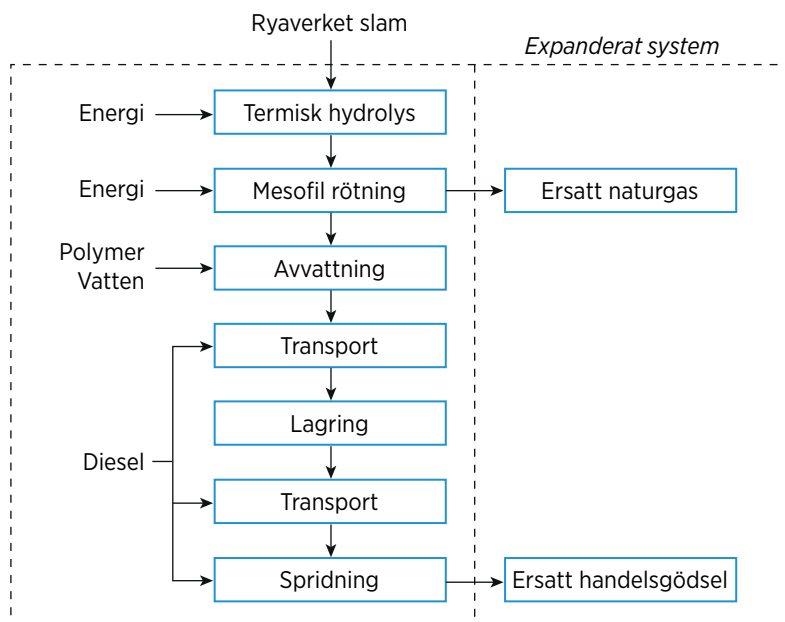
Figur 2-3 Schematisk beskrivning av det alternativa slamhanteringssystem där slam pastöriseras, röts mesofilt och sprids på jordbruksmark.

Pastörisering behöver energi i form av värme och elektricitet (för pumpning). Förväntad ökad energiåtgång vid implementering av pastörisering har tidigare beräknats för Ryaverket (Paulsrud and Balmér, 2008) men för de förutsättningar som beskrevs i ett tidigare förslag till ny förordning, det vill säga pastörisering med en timmes exponeringstid (Naturvårdsverket, 2010). För Ryaverket skulle 11,6 GWh värme och 876 MWh elektricitet (100 kW för extra pumpkapacitet) extra krävas för 500 000 m³ slam/år enligt den refererade studien. Förmodligen skulle dessa siffror påverkas enbart marginellt av att endast 30 min exponeringstid krävs som i det nya förslaget (Naturvårdsverket, 2013). För Kungsängsverket i Uppsala skulle motsvarande siffror (för en timmes exponeringstid) vara 7 GWh värme och 730 MWh elektricitet för att pastörisera 219 000 m³ slam (Åstrand, 2011), vilket är något högre. För denna LCA har Paulsrud och Balmérs siffror använts. Siffrorna bygger på tre värmeväxlarenheter, där de två första värms med överskottsvärme från pastöriseringen och rötningstankarna. Den tredje värmeväxlarenheten har i denna studie antagits värmas med naturgas då all tillgänglig biogas anses uppgraderas och användas till fordonsgas i grundfallet i denna studie.

Pastöriseringen väntas inte påverka mängden producerad biogas eller volymen på det rötade slammets i systemet (Paulsrud and Balmér, 2008, Hellstedt et al., 2009). Inventeringsdata för övriga delar av systemet antas vara de samma som beskrivits i avsnitt 2.3.1.

2.3.3 Termisk hydrolys följt av mesofil rötning och användning av slamm i jordbruk

I det studerade systemet, se Figur 2-4, ingår termisk hydrolys följt av mesofil rötning, avvattning, lagring och spridning av slam på jordbruksmark.



Figur 2-4 Schematisk beskrivning av det alternativa slamhanteringssystem där slam behandlas med termisk hydrolys, rötas mesofilt och sprids på jordbruksmark.

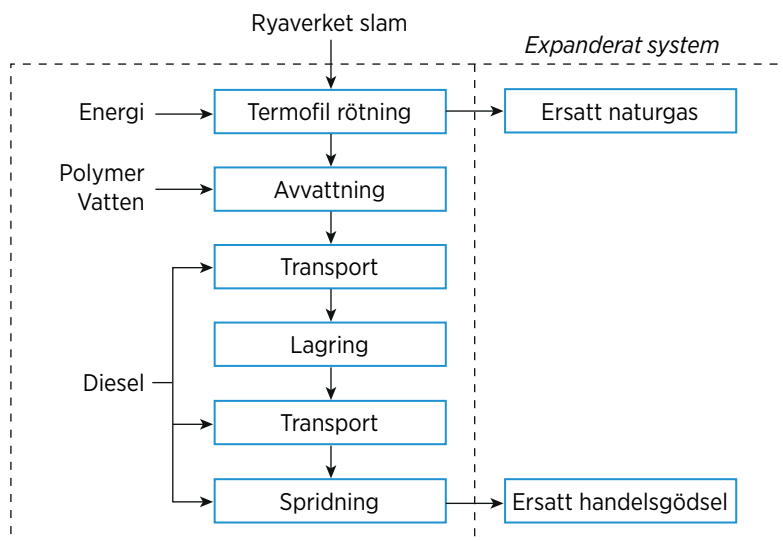
Inventeringsdata för implementering av termisk hydrolys på Ryaverket har modellerats av Stefan Sandbacka på Cambi, beräknat för 3 reaktorer. Innan hydrolysen måste slammet föravvattnas mer än för mesofil rötning, men i det aktuella fallet ökar ändå inte den totala polymerkonsumtionen (Stefan Sandbacka, personlig kommunikation, 2015-03-30). Under den termiska hydrolysen behövs energi i form av ånga. Produktionen av ånga har modellerats som ånga från naturgas, med process från Gabi Professional database. Restvärme från den termiska hydrolysen används för uppvärmning av rötkamrarna varför ingen fjärrvärme åtgår. Viss potential finns för att producera fjärrvärme men denna potential har inte kvantifierats.

Termisk hydrolys möjliggör frigjord rötkammarvolym, vilket innebär att mer slam eller annat organiskt material skulle kunna rötas och därmed skulle biogasproduktionen kunna ökas, men den skulle då härröra från annat material vilket skulle göra systemen i denna studie svåra att jämföra om denna potential utnyttjades. I denna studie antas därför att mer organiskt material inte är tillgängligt. En relativt lång uppehållstid på 40 dygn har istället valts för att utnyttja rötkammarkapaciteten på Gryaab (jämfört med nuvarande 20 dygn). På grund av den extra föravvattning som krävs innan hydrolysen har slammet in till rötkamrarna en relativt hög torrhalt (11 procent i den aktuella modelleringen). Biogasproduktionen ökar med den längre uppehållstiden, i det här fallet med omkring 35 procent jämfört med om slammet enbart rötas mesofilt, samtidigt som mängden slam ut från rötkamrarna minskar något. Detta minskar även polymeråtgången något vid avvattningen av det rötade slammet (vilket gör att totalkonsumtionen inte ökar, som tidigare nämnts). Paulsrud and Balmér (2008) uppskattade ökningen i biogasproduktion vid implementering av termisk hydrolys på Ryaverket till 17%, efter kommunikation med Cambi. Hellstedt et al. (2009) anger att en biogasökning på 30% kan väntas för ett normalt kommunalt slam, och refererar då till en tidigare utredning för Stockholm Vatten (Gotthardsson, 1999). Metanläckaget från processen bedöms vara mindre än motsvarande för slam som endast rötas mesofilt, eftersom slammet är mer utrötat (Hellstedt et al., 2014) och beroende på den längre uppehållstiden i rötkamrarna (Stefan Sandbacka, personlig kommunikation, 2015-11-05). Hur mycket läckaget minskar är dock osäkert, och har därför inte kunnat kvantifieras för denna studie. Mängden ammoniumkväve i returströmmen ökar med omkring 30 procent (Stefan Sandbacka, personlig kommunikation, 2015-11-05). Eftersom denna studie inte inkluderar avloppsreningen har sådana effekter inte beaktats. För resterande del av systemet har samma antaganden gjorts som beskrivs i avsnitt 2.3.1.

2.3.4 Termofil rötning och användning av slammet i jordbruk

Termofil rötning sker vid 55° C. Enligt förslaget till ny slamförordning kommer det vid denna temperatur behövas en exponeringstid på 8 timmar (Naturvårdsverket, 2013).

Figur 2-5 beskriver ett system där slammet rötas termofilt varefter det avvattnas och transporteras till en mellanlagring i väntan på användning genom spridning på jordbruksmark.



Figur 2-5 Schematisk beskrivning av det alternativa system där slam rötas termofilt och sedan sprids på jordbruksmark.

I Halmstad har data för ändringen i polymerförbrukning som ett resultat av övergången från mesofil till termofil rötning tagits fram (personlig kommunikation, Lars-Gunnar Johansson, september 2015). Dessa har använts efter omräkning för att passa förhållandena i det studerade systemet. Ingen data rörande motsvarande ökning i energiförbrukning kunde erhållas, varför teoretiskt beräknade data för ökad energiåtgång för Ryaverket vid övergång från mesofil till termofil rötning använts (Paulsrud and Balmér, 2008), dock för en exponeringstid på 6 timmar, vilket angavs i det tidigare förslaget till ny förordning (Naturvårdsverket, 2010). I det fallet krävs tre värmeeffekt-enheter, och ett tillskott av 17,2 GWh värme per år och 438 MWh el för ett flöde på 57 m³/h, i denna rapport modellerat som fjärrvärme. Samma författare angav en 10-procentig förväntad biogasökning vid övergång till termofil drift. Hellstedt et al. (2009) anger en ökning på 1–3 procent som rimlig. I Halmstad ökade biogasproduktionen kraftigt vid övergången till termofil rötning, men då denna ökning troligen samvarierade med andra ändrade parametrar användes istället det mer försiktiga antagandet 3 procent.

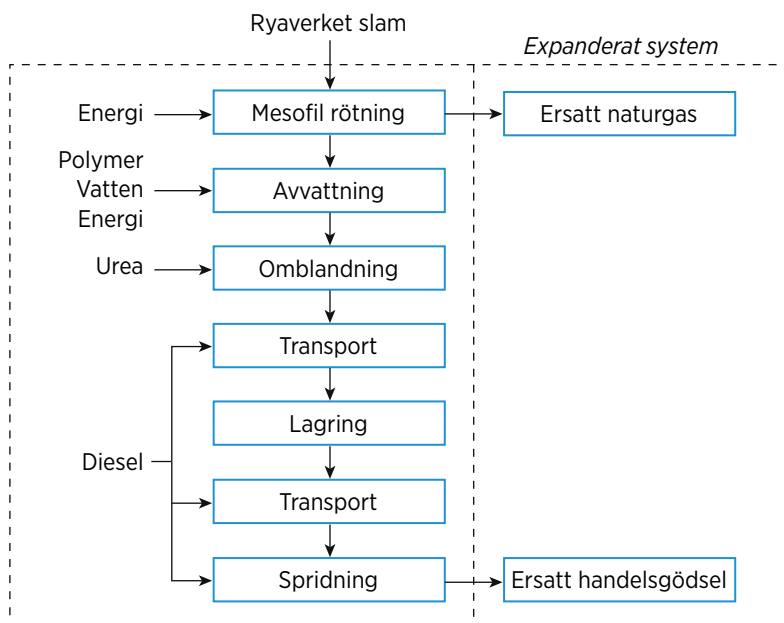
Vid termofil rötning höjs temperaturen i rötkamrarna till 55° C, vilket ger förutsättningar för kortare uppehållstid i rötkamrarna jämfört med vid mesofil rötning. Om slammängden är densamma så kan externt material samrötas för att utnyttja rötkammarkapaciteten, men hänsyn har inte tagits till sådana möjligheter i denna studie.

Lagringen av slam innan spridning på åkermark har antagits ske i en öppen lagring, och samma data som för referenssystemet har använts. Jönsson et al. (2015) och Willén et al. (2013) har publicerat data för ett pilotförsök med täckt lagring av termofilt rötat slam, vilket visat sig ge högre utsläpp av lustgas, men lägre utsläpp av metan än för mesofilt slam, men dessa data har inte använts då den omräkning som krävs inför extra osäkerheter, och då viss jämförbarhet mellan datakvaliteten för lagring i de olika alternativen eftersträfvats.

Spridning och emissioner från slam på åkermark har beräknats enligt beskrivningen i avsnitt 2.3.1.

2.3.5 Mesofil rötning följt av ureainblandning och användning av slammet i jordbruk

I detta system rötas slammet mesofilt och avvattnas. För att uppnå god hygienisering blandas slammet därefter med urea, varefter transport sker, först till mellanlagring och sedan till åkermark för spridning. Slammet antas ersätta produktion och användning av kväve- och fosforhandelsgödsel. Se Figur 2-6 för en schematisk beskrivning av systemet.



Figur 2-6 Schematisk bild över det alternativa system där urea används för hygienisering av slam innan spridning på jordbruksmark.

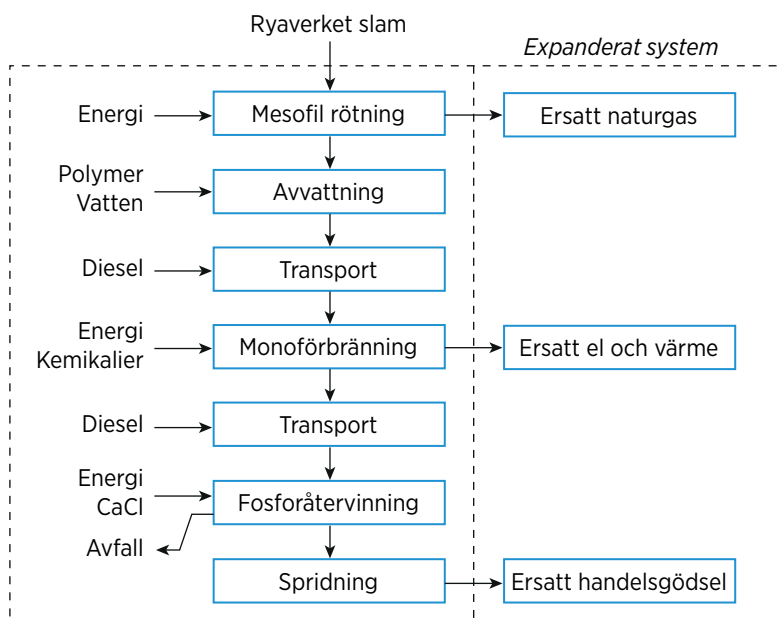
Rekommenderad dos urea är enligt Vinnerås et al. (2013) 1-1,5 viktspocent urea – en lägre dos kräver en något längre lagring av urea-behandlat slam innan tillräcklig hygienisering kan anses ha uppnåtts. För den aktuella studien valdes en urea-dos på 1,5 viktspocent (motsvarande 1 viktspocent ammoniak under behandlingen), huvudsakligen beroende på datatillgänglighet. Vid denna dos uppnås 2 $\log_{10}$ -reduktion av *Salmonella spp.*, 3 $\log_{10}$ -reduktion av *Escherichia coli* och 3 $\log_{10}$ -reduktion av *Enterococcus faecalis* efter lagring i 20 dagar (Vinnerås et al., 2013). Enligt Naturvårdsverket (2013) skulle 10 dagars lagring vara tillräckligt vid 1,5 viktspocent ureainblandning. Det urea-behandlade slammet antogs spridas på våren, för att utnyttja dess höga kväveinnehåll, med direkt nedbrukning av slammet för att undvika ammoniakavgång (Jönsson et al., 2015).

Inventeringsdata för mesofil rötning, avvattning, transportavstånd och ersatt handelsgödsel är de samma som redovisats i avsnitt 2.3.1. Utsläpp till luft under täckt lagring (under ett år) har hämtats från Jönsson et al. (2015). Som beskrivits ovan i avsnitt 2.3.1 är detta sannolikt en överskattning då en kortare lagringstid är rimlig att anta. Utsläpp till luft efter spridning har

för lustgas, metan och ammoniak modellerats på samma sätt som beskrivits i avsnitt 2.3.1.

2.3.6 Mesofil rötning följt av monoförbränning med fosforutvinning ur aska enligt AshDec-metoden och användning av fosfor i jordbruk

Det studerade systemet inkluderar mesofil rötning av slammet, följt av avvattning och monoförbränning av slam, se Figur 2-7. P_2O_5 i askresten efter rostning kan nyttiggöras om denna sprids på åkermark. Dock har en sådan produkt relativt låg andel växttillgängligt fosfor (Bäfver et al., 2013). Den färdiga produkten blandas även ibland med kalciumklorid eller kalciumfosfat (Tideström et al., 2009).



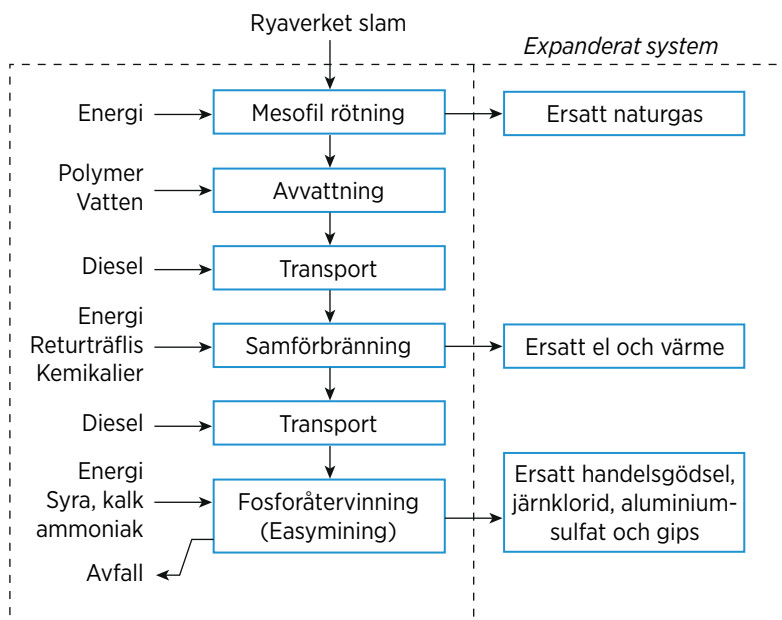
Figur 2-7 Schematisk beskrivning av det alternativa system där slam monoförbränns och fosfor återvinns ur askan.

I detta fall har en kortare lagring (några veckor) på reningsverket antagits. Metanutsläpp har tidigare kvantifierats för Gryaabs slamhög (DGE Mark och Miljö, 2011), vilket har använts här. Lustgas och ammoniak har inte beaktats vilket bör ses som en datalucka. Inventeringsdata för förbränning och AshDec har erhållits från Ludwig Hermann på Outotec (personlig kommunikation oktober 2015 – mars 2016), för monoförbränningen och Ashdec som en processbox, för en anläggning som kan förbränna 6 250 kg slam per timme (30 % torrhalt). Inventeringen inkluderar förbrukad el, naturgas, natriumhydroxid, saltsyra, järnklorid, ammoniumhydroxid, sand, kylvatten, processvatten samt kranvatten, tillsammans med utsläpp av koldioxid, svaveldioxid och damm, samt produktion av kalcinerat gödselmedel (14,68 viktsprocent P_2O_5) och avfall från processerna. Utsläpp av kolmonoxid, väteklorid och kväveoxider till luft har räknats fram från de nivåer som Outotec garanterade för sin senaste förbränningsanläggning (mängd rökgas per ton slam togs från Larsen et al. (2010)). I tillägg till det har viss

energiåtgång antagits för vidare bearbetning av Ashdec-produkten (bland annat malning och granulering) innan användning på jordbruksmark. Det avfall som bildas under processen har i denna LCA modellerats som deponering av inert material (Gabi Professional database). Användning av fosfor på jordbruksmark har antagits ersätta handelsgödsel vid samma ersättningsgrad som angetts i avsnitt 2.3.1 för övriga system. Som nämnts tidigare finns anledning att misstänka att den faktiska ersättningsgraden är lägre, men då detta inte visat sig bli avgörande för resultaten har inte arbete lagts på att vidare utreda detta.

2.3.7 Mesofil rötning följt av samförbränning med P-utvinning ur aska (EasyMining) och användning av fosfor i jordbruk

För denna studie antogs ett system där slam samförbränns med returträflis i viktförhållandet 35/65, följt av fosforåtervinning med EasyMinings metod. Det studerade systemet beskrivs i Figur 2-8.



Figur 2-8 Schematisk beskrivning av det alternativa system som samförbränner slam med returträflis följt av fosforextraktion enligt EasyMining-metoden

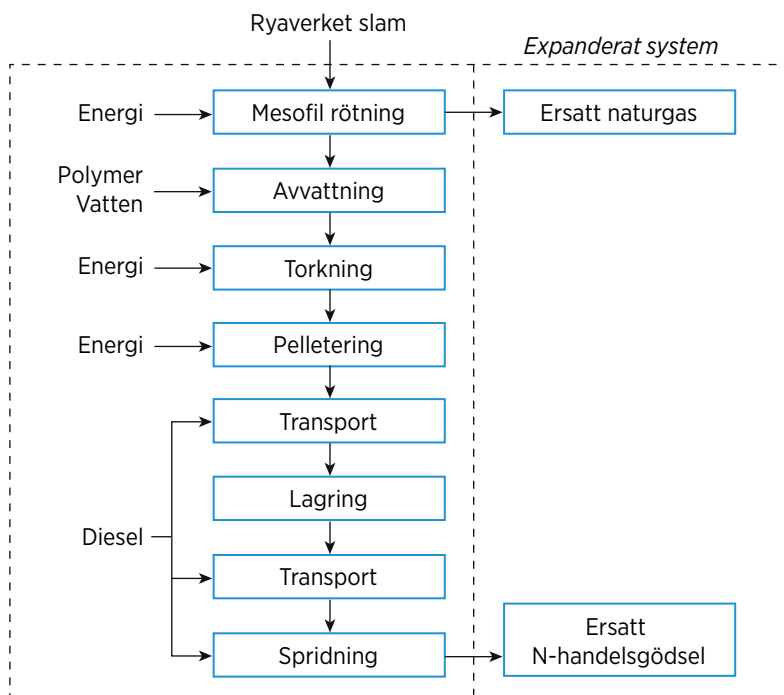
Lagring av slammet innan förbränning har antagits på samma sätt som för monoförbrännings-alternativet (se avsnitt 2.3.6). Data för samförbränning av returträflis och slam i en rosterpanna har erhållits från Bäfver et al. (2013) och för EasyMining genom personlig kommunikation med Patrik Enfält på Ragnsells (2015-11-27). Utsläpp till luft från separat förbränning av den mängd returträflis som ingick i bränsleblandningen subtraherades från de totala utsläppen från samförbränningen (Bäfver et al., 2013) och resterande utsläpp ansågs belasta slamförbränningen. Den el och värme som generades i systemet allokerades mellan slammet och returträflisen baserat på energi-innehåll som fysikalisk grund. Den ammoniak och lut som användes vid samförbränningen har ej inkluderats på grund av brist på inventeringsdata. På grund av sekretess kring kvantiteterna av de ingående kemikalierna i

EasyMining-processen beräknades LCA-resultat för denna process av Patrik Enfält, med hjälp av en beräkningsmall som kan ses i Appendix 1. Från processerna genereras avfall i form av bland annat tungmetallsulfider, men hantering av detta avfall har inte inkluderats i studien.

Då fosforprodukten monoammoniumfosfat enligt Patrik Enfält inte kommer att spridas direkt på åkermark utan levereras till en handelsgödselproducent för att användas vid produktion av handelsgödsel har produkten i detta fall antagits ersätta monoammoniumfosfat (ecoinvent, Weidema et al. (2013)). Ingen spridning har således inkluderats i bedömningen.

2.3.8 Mesofil rötning följt av torkning och pelletering och användning av produkten i skogsbruk

I detta system studerades slam som rötas mesofilt, avvattnas, torkas och pelleteras on-site på reningsverket för att sedan transporteras och spridas på skogsmark, se Figur 2-9. Spridningen antas ersätta produktion och användning av kvävehandelsgödsel (se diskussion i avsnitt 1.4.7 om varför inte fosfor ersätts).



Figur 2-9 Schematisk beskrivning av det alternativa slamhanteringssystem där mesofilt rötat slam torkas och pelleteras för att sedan spridas på skogsmark.

För inventeringsdata för mesofil rötning och avvattning, se som tidigare avsnitt 2.3.1. Energiåtgång för torkning har baserats på en inventering av sex olika torkar, varav två i form av offerter och fyra befintliga, som sammanställts av David I'Ons, utvecklingsingenjör på Gryaab. Torkning från 25 till 90 procents torrhalt har då antagits konsumera 0,125 MWh termisk energi/ton TS slam, vilken antagits genereras från naturgas. Pelletering har antagits kräva 94 kWh/ton TS slam, beräknat utifrån data för slam med

85 procents torrhalt från företaget IVAR (Oddvar Tornes, personlig kommunikation, 2015), vilket har modellerats som elåtgång.

Enligt uppgifter från Kenneth Sahlén, extern resurs på SLU (personlig kommunikation, 2015-09-11) förloras ca 1 procent av kvävet i det avvattade slammet under torkning. En del av detta fångas troligen i scrubber- och kondensvatten. Vid Syvabs torkningsanläggning har man uppmätt en skillnad på ungefär 12 procent i kväveinnehåll mellan slam före och efter torkning (personlig kommunikation Anders Aronsson och Josefin Flodgren, Syvab, 2015-10-12). För denna studie har detta högre antagande använts så att 12 procent av kvävet alltså inte kan nyttiggöras i form av ersatt kvävehandelsgödsel. Om någon del av detta kväve avgår som ammoniak till luft skulle det kunna påverka resultatet för förurning och markövergödning för systemet. I grundfallet antogs ingenting avgå som ammoniak men en känslighetsanalys gjordes för att undersöka betydelsen av detta antagande, se avsnitt 4.1.4.

Då spridning förmodligen skulle vara aktuell i zon 3 eller 4 (se avsnitt 1.4.7) har ett relativt långt transportavstånd på 130 mil antagits, då Gryaab som använts som modellreningsverk ligger långt ifrån de aktuella spridningsområdena.

Konventionell skogsgödsling görs i allmänhet med Skogs-CAN (calciumammoniumnitrat), som förutom ammoniumkväve och nitratkväve även innehåller kalcium, magnesium och bor (Yara, 2015). Spridning av torkat pelleterat slam har antagits endast ersätta kväveinnehållet i handelsgödselmedlet. Ersättningskvoten mellan kväve i det torkade, pelleterade slammet och handelsgödsel har antagits vara 0,85 (Sahlén et al., 2013).

Mängden produkt att sprida blir avsevärt större om torkat rötslam används jämfört med handelsgödsel, då det torkade rötslammet i denna studie endast innehåller motsvarande 4,5 procent kväve, vilket är betydligt lägre än i handelsgödsel. Spridning av handelsgödselmedlet Skogs-CAN kräver 5 liter diesel per 550 kg Skogs-CAN (150 kg N) (Yara, 2011). Spridning av torkat slam har antagits kräva samma mängd diesel per ton produkt som för spridning i jordbruk (se avsnitt 2.3.1).

Näslund (2015) uppger att lustgasutsläpp efter handelsgödselanvändning på skogsmark uppgår till 0,5–1 procent av totalkvävet. Inga data på utsläpp till luft från det torkade pelleterade slammet efter spridning har kunnat hittas i tillgänglig litteratur. Yoshida et al. (2015) rapporterade att lustgasutsläppen från torkat rötslam som spridits på åkermark blev något lägre jämfört med utsläpp från rötslam som endast avvattnats. Skillnader mellan spridningen på dessa olika marktyper, t ex det faktum att slam på jordbruksmark brukas ned, vilket inte slam på skogsmark görs, gör att det är tveksamt om dessa resultat kan antas gälla också för torkat pelleterat slam på skogsmark. I brist på data har 1 procent av kvävet antagits avgå som lustgas för både handelsgödsel och torkat pelleterat slam, baserat på data från Näslund (2015). Eventuella metanutsläpp har antagits mycket små (som för jordbruksfallet) och därför utelämnats i denna studie. Ammoniakutsläpp angavs av Nohrstedt and Westling (1995) som obetydliga för handelsgödsel på skogsmark vilket isåfall skulle vara annorlunda än för jordbruk. Ammoniakutsläppen från användning av torkat slam har inte kunnat kvantifieras

men för att undersöka den möjliga betydelsen gjordes en känslighetsanalys som beskrivs i avsnitt 4.1.4.

Utsläpp till vatten från handelsgödselanvändning på skogsmark uppgavs av Högberg et al. (2014) vara mellan 5-10 procent av totalkvävet, baserat på en genomgång av olika litteraturkällor. Sahlén et al. (2013) uppgav att spridning av torkat granulerat rötslam inte ger någon ökning i utlakning av kväve. Näslund (2015) konstaterar att kväveutlakning sannolikt blir mindre för torkat rötslam jämfört med handelsgödsel, på grund av det torkade slammets relativt höga innehåll av organiskt bundet kväve. För denna studie har antagits att 7,5 procent av totalkvävet lakas ut som nitrat efter handelsgödselspridning och efter spridning av torkat pelleterat rötslam.

Kolinlagring (koldioxidinbindning) i skog har förts fram som ett argument för skogsgödsling, i tillägg till slupna utsläpp från handelsgödseltillverkning (Sahlén et al., 2013), då gödsling leder till ökad trädttillväxt. Då skogsgödsling med torkat slam inte väntas ge högre trädttillväxt än gödsling med handelsgödsel (Kenneth Sahlén, personlig kommunikation 2015-09-11), så förutsätter ett sådant resonemang om kolinlagring att slammet antas gödsla ytor som annars inte hade gödslats. Att i en LCA samtidigt anta att slamgödsling leder till kolinlagring och att handelsgödsel ersätts skulle, enligt detta resonemang, leda till dubbelräkning. I denna studie tas endast hänsyn till ersatt handelsgödsel. Ytterligare ett argument för att inte välja att inkludera koldioxidinbindningen är att biogen koldioxid inte inkluderats i klimatbedömningen i studien.

Detta system skiljer sig från övriga i studien genom att slammets näringsämnen kommer till nytta på skogsmark i stället för jordbruksmark. Om slammet istället skulle utnyttjats på jordbruksmark blir skillnaderna att transportsträckan troligen blir kortare och spridningen eventuellt blir något enklare. Dessutom kan utsläpp från slamprodukten efter spridning variera mellan skogsmark och jordbruksmark, men datatillgången är för låg för att kunna kvantifiera detta korrekt ens i ett av fallen och än mindre tillåter de en jämförelse.

2.3.9 Referenssystem

De känslighetsanalyser som presenteras i kapitel 4 är, om ingenting annat anges baserade på ett system där slammet rötats mesofilt, avvattnats, lagrats (1 år) och därefter spridits på åkermark, baserat på inventeringen som beskrivits i avsnitt 2.3.1. Systemet kan sägas motsvara Gryaabs hantering idag om allt slam hade gått till jordbruket. Då hygienisering genom långlagring efter mesofil rötning inte förväntas vara tillräckligt för slam som ska spridas på åkermark i framtiden (Naturvårdsverket, 2013) är detta system inte avsett i denna studie att ses som ett av alternativen för framtida slamhantering; därav benämningen referenssystem.

3 Miljöpåverkansbedömning för de studerade systemen

Resultat redovisas i detta avsnitt på mid-point-nivå för olika livscyklifaser för varje studerat system och för de miljöpåverkanskategorier som bestämts vid studiens start och för grundfallen av systemen. I ett senare kapitel (4) visas resultat från känslighetsanalyser, i samband med diskussionen.

Notera att alla grafer i detta avsnitt visar brutto-resultat; dels miljöpåverkan från systemet (staplar över noll) och dels sluppen miljöpåverkan (staplar under noll) till följd av exempelvis minskat behov av naturgas som en följd av användningen av den biogas som produceras i de studerade systemen. För samförbränning följt av EasyMining har, som tidigare beskrivits, endast nettoresultat erhållits varför staplarna för samförbränningsalternativet visar nettobidrag för dessa processer.

Staplarna i graferna är uppdelade efter olika aktiviteter i slamhanteringen (livscyklifaser) och i den mån det är möjligt har systemen indelats på liknande sätt. För tydlighets skull ges här en kort beskrivning av varje sådan typ av aktivitet:

- *Rötning*: Här ingår allt som är kopplat till mesofil eller termofil rötning, inklusive utsläpp till luft från rötning och anslutningsrör. För de flesta system är detta det första steget i slambehandlingen – undantaget är för pastörisering och termisk hydrolys som i studien bedömts som en förbehandling (dessa anges därför separat, se nedan).
- *Uppgradering + användning biogas*: Här ingår både uppgraderingen av biogas innan den används i tyngre fordon och själva förbränningen i fordon.
- *Avvattning*: Efter rötning och före och efter viss annan behandling avvattnas slammet. Insatser och utsläpp från detta steg redovisas här. Även när detta sker som två separata steg i olika delar av slambehandlingen anges detta hopbakat här.
- *Slamtransport*: De transporter som avses är transport av slammet till mellanlagring och till slutanvändning.
- *Slamlagring*: Denna del innefattar all lagring av slammet som sker, antingen på reningsverket eller på en plats för mellanlagring. Skulle utsläpp till luft från slammet avges under transport så kan detta också anses ingå här.
- *Slam på åker/i skog*: Här ingår insatser för spridning i jordbruk eller skogsbruk och de utsläpp som slammet ger upphov till efter spridning.
- *Ersatt P/N*: I denna aktivitet ingår alla steg i produktion och spridning av ersatt fosfor/kvävehandels gödsel, inklusive utsläpp som detta ger upphov till efter spridning.
- *Ersatt naturgas i fordon*: Här ingår alla steg i produktion och användning av den naturgas som skulle använts i tyngre fordon om inte biogasen använts till detta.
- *Monoförbränning + Ashdec*: Denna aktivitet innefattar både slamförbränningen och andra aktiviteter som krävs för att denna ska kunna ske

liksom Ashdec-processen som renar och bearbetar askprodukten innan spridning i jordbruk.

- *Samförbränning*: Utsläpp till luft från samförbränning.
- *EasyMining (netto)*: Denna aktivitet är av sekretesskäl mer aggregerad än övriga slambehandlingsaktiviteter i resultaten. Endast netto-resultat visas, d v s det går inte att utläsa hur stor påverkan EasyMining-processen bidrar med respektive hur stor den slupna påverkan som resulterar från användningen av processens biprodukter blir.
- *Pastörisering/Termisk hydrolys*: Här ingår pastörisering eller termisk hydrolys som anses vara förbehandling av slammet innan rötning i denna studie.
- *Ersatt energiproduktion*: Sluppen produktionen av elektricitet och fjärrvärme. I grundfallet finns denna del enbart för monoförbränning, samförbränning, och torkning.
- *Urea*: I denna aktivitet ingår produktion av urea. Insatser för inblandning av urea i slammet har ansetts små och därför utelämnats. De utsläpp som sker under den efterföljande lagringen som i detta fall utgör hygieniseringen av slammet redovisas under Slamlagring.

Eftersom Samförbränningsalternativet har en del som enbart redovisas som en nettostapel (av sekretesskäl) anges det i alla figurer med en röd ruta runt resultatet för att påminna om resultatets annorlunda karaktär där både delar av miljöpåverkan och miljövinster dolts i nettostapeln.

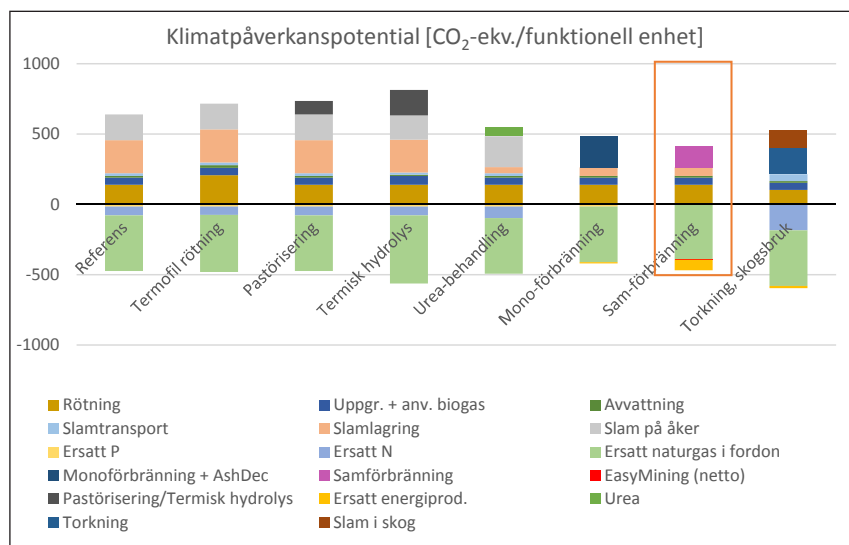
3.1 Klimatpåverkan

I Figur 3-1 visas resultat avseende klimatpåverkan för alla studerade system. Utsläpp som bidrar till denna kategori är framför allt metan, lustgas och koldioxid (från fossila källor). Det är tydligt att de ersatta produkterna ger upphov till stora sparade utsläpp, framför allt när biogas ersätter naturgas i tunga fordon. Eftersom skillnaderna mellan systemen i detta avseende är litet kommer detta göra att skillnaderna allmänt framstår som ganska små. Viss skillnad kan ses för den termiska hydrolysen där biogasproduktionen antas ökas men utan ökad klimatpåverkan från rötningen och slamhanteringen (notera dock att den biogasökning som antagits i detta fall är något högre än tidigare litteratur-referenser). Att biogasen utnyttjas som fordonsbränsle är alltså en viktig aspekt av alla studerade system och därför utreds detta ytterligare genom en känslighetsanalys i avsnitt 4.1.6. Det är även tydligt att de system som ersätter kvävehandelsgödsel får en klar fördel av detta jämfört med system som enbart ersätter fosforhandelsgödsel. Särskilt syns detta i skogsbrukssystemet där så mycket som 85 procent av kvävet i slammet antogs ersätta handelsgödsel (vilket alltså är betydligt högre än för jordbrukssystemen), ett antagande som bygger på ett resonemang om slamets potential för ersättning snarare än utifrån information om skogsbrukarens verkliga ersättning och därför skulle kunna vara något högt.

Avseende växthusgasutsläpp bidrar slamlagringen generellt med en stor andel när denna inte är räckt (både metan och lustgas). För de system där slammatriken förstörs genom förbränning kan vissa minskningar erhållas

avseende utsläpp (jämfört med slamlagring och även efter spridning) eftersom bildning av metan och lustgas minskar, men samtidigt förlorar man vissa vinster som kvävet hade gett upphov till på jordbruksmark (även det organiska kolet visas senare ha viktiga effekter, se avsnitt 4.1.5).

Rötning som sker i alla system ger också ett viktigt och relativt konstant bidrag mellan systemen. Generellt ger transporter upphov till en mycket liten påverkan (störst för skogsbruksfallet). För många system får utsläpp och slupna utsläpp betydelse av samma storleksordning. Referensfallet kan ju inte användas för jämförelse eftersom detta system troligen inte skulle vara tillåtet i framtiden men man kan konstatera att de flesta andra system har antingen både större miljöpåverkan och större sluppen miljöpåverkan (positivt respektive negativt bidrag för de olika staplarna i Figur 3-1) eller både mindre miljöpåverkan och mindre sluppen miljöpåverkan.

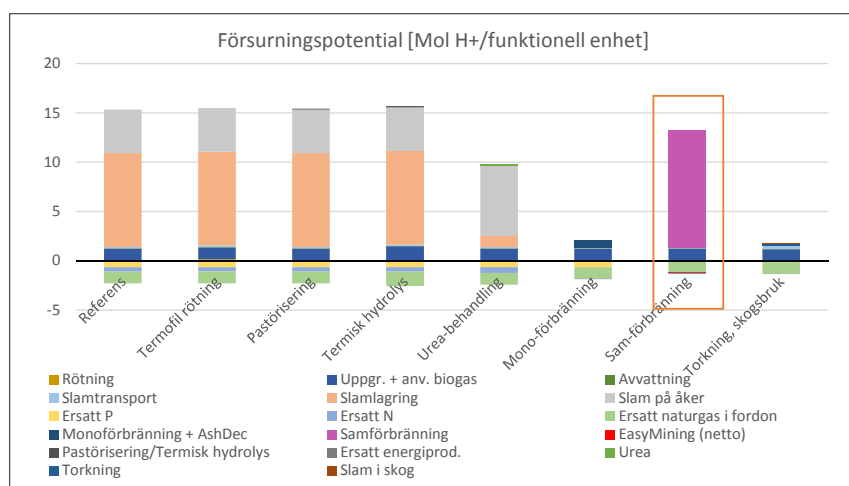


Figur 3-1 Resultat för de studerade slamhanteringsalternativen avseende klimatpåverkan. Funktionell enhet är 1 ton TS örötat slam. Notera att "EasyMining"-delen av samförbrännings-alternativet är en nettostapel.

3.2 Försurning

För försurning visas resultaten för alla slamhanteringsalternativ i Figur 3-2. Till försurning bidrar framför allt ammoniakutsläpp till luft från slammet under lagring och efter spridning. Notera att en direkt pH-förändring i mark genom slammet inte avses här. I samförbränningsfallet är det utsläpp till luft av svaveldioxid som ger störst påverkan. Andra delar av systemet har en mindre betydelse än för klimatpåverkan.

För försurningspotentialen är generellt utsläppen mer betydelsefulla än vinsterna som kan erhållas när produkter ersätts. Man kan tydligt se att de system där biologiska processer fortsätter verka i slammet under lagring och efter spridning missgynnas. Här kommer alltså lagringsmetoden att ha ännu större inverkan på resultatet än för klimatpåverkan. Detta utreds vidare med en känslighetsanalys i avsnitt 4.1.2.

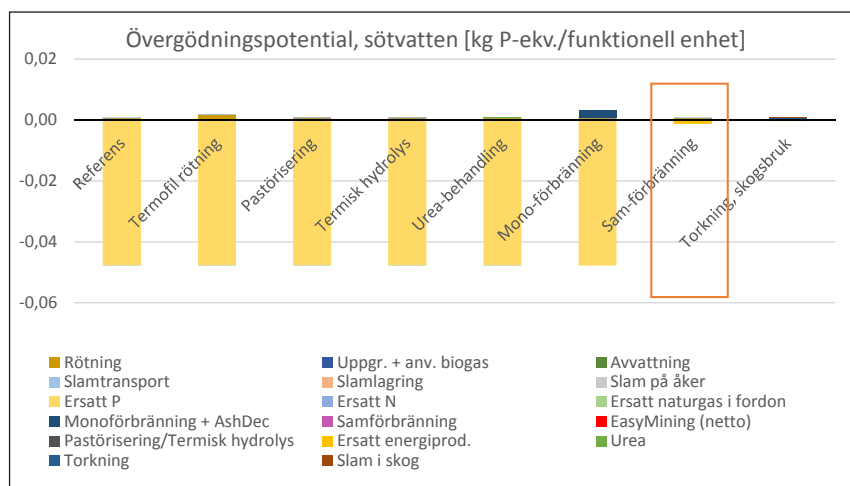


Figur 3-2 Resultat för de studerade slamhanteringsalternativen avseende försurning. Funktionell enhet är 1 ton TS orötat slam. Notera att "EasyMining"-delen av samförbrännings-alternativet är en nettostapel.

Här går det att se större skillnader mellan olika system. Jämfört med för klimatpåverkan kan man notera den stora skillnaden från slamhanteringen i de olika förbränningssystemen som beror på skillnaden i mängd svaveldioxid i inventeringsdatan för de olika slamförbränningsalternativen. Man kan även se hur viktigt antagandet är om att det inte finns några utsläpp av ammoniak från torkning av slam i skogsbrukssystemet. Se avsnitt 4.1.4 för en känslighetsanalys över detta antagande. Detsamma gäller dataluckan gällande ammoniakutsläpp under de kortare lagringstiderna i förbränningssystemen.

3.3 Övergödning

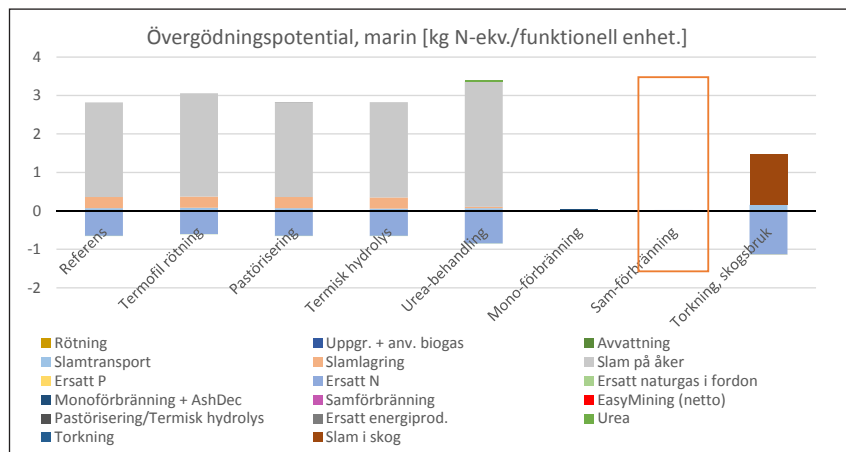
För övergödning i sötvattensekosystem visas resultaten i Figur 3-3. Här är det ersatt fosforhandelsgödsel som ger stora vinster då utsläpp av fosfat till sötvatten är höga från produktion av den handelsgödsel som nu anses inte



Figur 3-3 Resultat för de studerade slamhanteringsalternativen avseende övergödning i sötvattensekosystem. Funktionell enhet är 1 ton TS orötat slam. Notera att "EasyMining"-delen av samförbrännings-alternativet är en nettostapel.

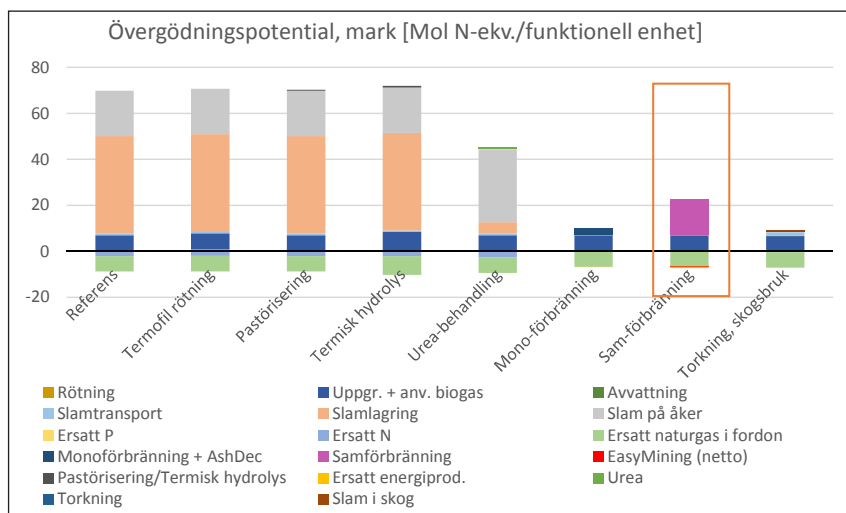
behöva tillverkas. Vilken mängd fosfor som kan ersättas avgör prestandan hos systemen för denna kategori. Eftersom detta visar sig vara så viktigt görs en särskild känslighetsanalys för detta i avsnitt 4.1.5.

För marin övergödning är det istället nitrater till vatten som blir avgörande, vilket visas i Figur 3-4. Sådana utsläpp är stora både efter spridning av slam och handelsgödsel på mark, både i jordbruk och i skogsbruk. För de system där kväve försvinner på ett kontrollerat sätt under förbränning blir påverkan mycket liten. Detta ger alltså en klar fördel till förbränningssystemen.



Figur 3-4 Resultat för de studerade slamhanteringsalternativen avseende övergödning i marina ekosystem. Funktionell enhet är 1 ton TS orötat slam. Notera att "EasyMining"-delen av samförbränningsalternativet är en nettostapel.

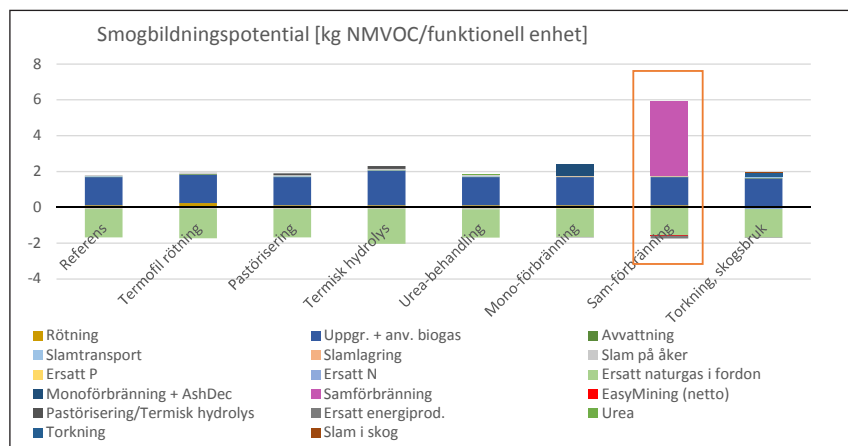
För övergödning i landekosystem, Figur 3-5, är det precis som för försurning ammoniak till luft som blir avgörande, framför allt när slam lagras eller efter spridning, och resultaten blir därför liknande. För en känslighetsanalys avseende ammoniakutsläpp från torkning av slam, se avsnitt 4.1.4.



Figur 3-5 Resultat för de studerade slamhanteringsalternativen avseende övergödning i landekosystem. Funktionell enhet är 1 ton orötat slam. Notera att "EasyMining"-delen av samförbränningsalternativet är en nettostapel.

3.4 Smogbildning

För fotooxidantbildning (smogbildning), Figur 3-6, är det förbränningsbildad NO_x som får en stor inverkan, framför allt från förbränning av både biogas och naturgas. Dessa tar i princip ut varandra för många system. Även utsläpp av NO_x och i viss mån SO_2 från slamförbränning blir viktig, speciellt från samförbränningen som får en stor nackdel av detta här.



Figur 3-6 Resultat för de studerade slamhanteringsalternativen avseende smogbildning. Funktionell enhet är 1 ton TS orötat slam. NMVOC=Non-methane volatile organic carbon. Notera att "EasyMining"-delen av samförbrännings-alternativet är en nettostapel.

4 Diskussion och tolkning av resultaten

Som en del i tolkningen av resultaten från en LCA kan man variera olika viktiga aspekter av systemen för att visa vilken inverkan olika antaganden haft (detta kallas för känslighetsanalys) och man kan även sätta resultaten i ett större sammanhang för att ge en bättre förståelse för hur stora eller små saker faktiskt är. Detta kapitel innehåller resultat från känslighetsanalyser och diskuterar metod, antaganden och resultat. När resultat visas i detta kapitel görs det oftast för referenssystemet.

4.1 *Diskussion om viktiga antaganden inklusive känslighetsanalyser*

4.1.1 Funktionell enhet, systemavgränsningar och datakvalitet

Alla resultat avseende miljöpåverkan för de olika systemen presenteras per ton TS orötat slam som går in till slambehandlingen. Detta gör resultaten för alla system jämförbara eftersom de anges per samma enhet. Trots detta ska man vara försiktig med jämförelser mellan olika system av flera olika skäl, vilket diskuteras nedan.

Eftersom studien enbart berör slambehandlingen så har övriga aktiviteter på avloppsreningsverket inte inkluderats. Inte ens om övriga aktiviteter på något sätt berörs har detta beaktats. Detta blir särskilt tydligt för t ex de hygieniseringstekniker som innebär en ökad nedbrytning av proteiner i slammet och därmed ger ett ökat kväveinnehåll i returflödet. Detta handlar framför allt om den termofila rötningen och den termiska hydrolysen. Dessutom frigör dessa två tekniker i praktiken troligen rötkammarvolym och möjliggör därför rötning av en större mängd material. Detta har inte beaktats i studien eftersom detta skulle leda till att resultaten för de olika systemen inte blev jämförbara. Däremot påverkade det studien såtillvida att en längre uppehållstid i alternativet med termisk hydrolys kunde väljas med en särskilt god utrötning som trolig följd.

Vi har valt att studera enbart drift av anläggningen och inte konstruktion. Tidigare LCA-studier har visat att konstruktion av anläggningen i de flesta fall står för en mindre del av den totala påverkan (se t.ex. Peters and Rowley (2009)). Studiens inriktning har varit att skapa underlag för kommande slamstrategier på redan existerande reningsverk och det skulle i så fall handlat om en uppgradering eller ombyggnad som skulle kunna tagits med i studien. Men eftersom det är oklart vad i så fall utgångspunkten skulle vara vid en sådan uppgradering och den totala påverkan från en sådan uppgradering troligen skulle vara ganska liten har detta inte bedömts i studien.

Kvaliteten på de data som samlats in för olika system och för delar av system varierar starkt, oftast på grund av olika teknisk mognadsgrad. Vissa tekniker har använts i stor skala under lång tid, som t ex termisk hydrolys, medan andra, som AshDec-metoden för fosforutvinning, är relativt nya. Dessutom finns det problem med transparens för systemet med samförbränning och

fosforutvinning enligt EasyMining-metoden p g a sekretess. Resultaten för EasyMining har därför en mer aggregerad karaktär än de övriga systemen. Resultatet för EasyMining har, som tidigare beskrivits, behövts anges i större utsträckning som nettoresultat (anges med noteringen ”netto” i figurerna). Med samma detaljnivå som övriga system skulle man för detta system ha kunnat se högre staplar åt båda hållen – staplarna är alltså mer hoptryckta för samförbränningsalternativet. Notera även att ammoniak och lut som använts i det systemet ej kunnat inventeras p g a databrist, vilket också kan påverka det sammanlagda resultatet.

Den tekniska skalan kan ibland avgöra hur stor miljöpåverkan blir. Denna studie har strävat efter att vara relativt oberoende av skala men eftersom Ryaverket i Göteborg varit en utgångspunkt så är data så ofta som möjligt anpassade för just den storleken och de förutsättningarna. Skalan har som nämnts tidigare i många fall inte alls kunnat beaktas och eventuella fördelar med storskalighet eller nackdelar med småskalighet kan inte ses i resultaten. Ibland har data funnits i rätt form och ibland har omräkningar fått ske. Detta påverkar kvaliteten på vissa data. I inventeringsbeskrivningen har vi försökt vara tydliga med när sådana omräkningar har skett.

Vid studiens start antogs att sådana antaganden som transportsträckor, typ av elproduktion samt typ av kemikalier skulle spela roll för resultaten och att sådana antaganden därför skulle testas med känslighetsanalyser. Det visade sig däremot att dessa antaganden troligen inte är viktiga. Det som möjligen kan spela roll är hur man antar att ånga eller värme produceras. Fjärrvärme ansågs tillgänglig och i de flesta fall tillräcklig. När detta inte ansågs räcka ansågs värme genereras med naturgasbrännare (för pastörisering, termisk hydrolys och torkning). För fjärrvärme antogs produktionsmix som för Göteborg 2014 och detta val undersöktes i en känslighetsanalys, se avsnitt 4.1.7. Även mixen för elproduktion varierades i känslighetsanalysen.

Vad gäller utsläpp till luft från slammet i slambehandlingen och efterföljande aktiviteter har en viss förenkling gjorts som skulle kunna innebära att vissa utsläpp inte kommit med. I den uppdelning som gjorts för olika livscyklifaser i resultatpresentationen finns sådana utsläpp i antingen rötning, förbränning, lagring eller jord/skogsbruk. För de system där slam använts på jordbruksmark har utsläpp av metan från den första lagringen av slam i slamhögen på Ryaverket har inte tagits med, trots att data finns tillgängligt, för att undvika risken att dubbelräkna utsläpp under lagring. Detta anses täckas av de data som använts för ett års slamlagring. Det kan dock innebära att viss del av de initiala metan-utsläppen efter rötningen förbisetts. Lagringstider har som tidigare nämnts satts till ett år vilket troligen är mer än snittet för slam som hanteras enligt de tekniker som studerats men detta antas inte ha någon avgörande betydelse för resultaten eftersom de största utsläppen troligen sker under de första månaderna.

Eftersom alla systemen är flerfunktionella, alltså förutom själva slambehandlingen också skapar värdefulla produkter av olika slag, användes rekommenderade metoder enligt ILCD-handboken (EC-JRC, 2010) för att göra systemen jämförbara. I många fall gjordes därför substitutioner och hur dessa gjordes visade sig bli väldigt viktigt för många resultat. För att ytterligare undersöka vikten av vissa antaganden gjordes därför flera olika känslighetsanalyser, se kommande avsnitt.

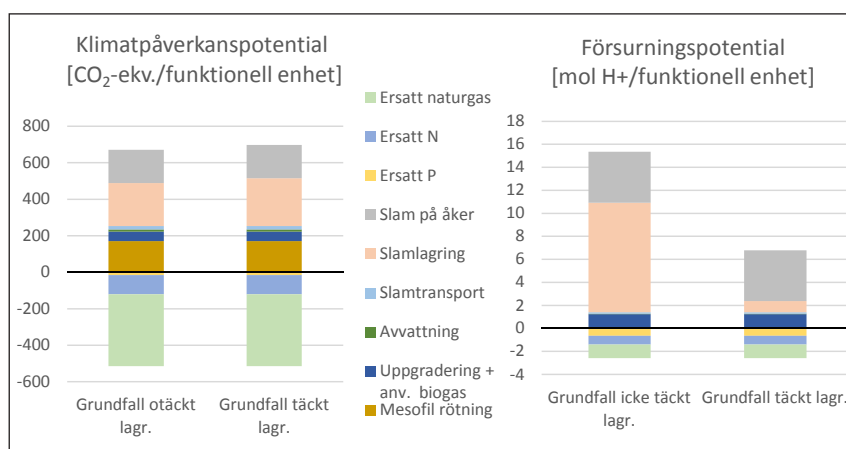
4.1.2 Slamlagring - täckt eller inte?

Som tidigare nämnts har utsläpp till luft från slamlagringen i allmänhet inte inkluderats i tidigare LCA-studier. Eftersom Jönsson et al. (2015) visat att det kan ge ett viktigt bidrag till klimatpåverkan och försurning har utsläpp till luft från lagring av slam inkluderats i denna studie, och som visades i resultatdelen blev detta antagande viktigt för flera miljöpåverkanskategorier: klimatpåverkan, försurning och övergödning i landekosystem. För att undersöka hur viktigt antagandet om att lagringen i de flesta fall inte är täckt gjordes en känslighet för detta baserat på referenssystemet. Vid täckning av mesofilt rötat slam minskar lustgasutsläppen, metanutsläppen ökar och ammoniakutsläppen minskar (för ammoniak baserat på litteraturdata för stallgödsel). De data som använts för grundfallet (ej täckt lagring för referenssystemet) samt en täckt variant (för referenssystemet) visas i Tabell 4-1. Som jämförelse visas även de data som använts för det ureabehandlade slammet (täckt lagring). Notera att dessa data är direkt tagna från studien av Jönsson et al. (2015).

Tabell 4-1 Utsläpp från lagring framräknat för referenssystemet för icke täckt respektive täckt lagring och för ureasystemet (täckt lagring). Framräknat baserat på Jönsson et al. 2015 (se deras Tabell 6.3). Funktionell enhet är 1 ton TS orötat slam.

Utsläpp från lagring 1 år	Lustgas (kg/funktionell enhet)	Metan (kg/funktionell enhet)	Ammoniak (kg/funktionell enhet)
Referenssystemet, icke täckt lagring	0,71	0,99	3,2
Referenssystemet, täckt lagring	0,079	9,6	0,32
Ureasystemet, täckt lagring	0	1,8	0,37

Resultatet för icke täckt respektive täckt slamlagring för referenssystemet visas i Figur 4-1 för klimatpåverkan och försurning; resultat för övergödning i landekosystem liknar dem för försurning. För försurning och likaså övergödning i landekosystem verkar alltså detta antagande vara viktigt men inte för klimatpåverkan eller för andra kategorier.

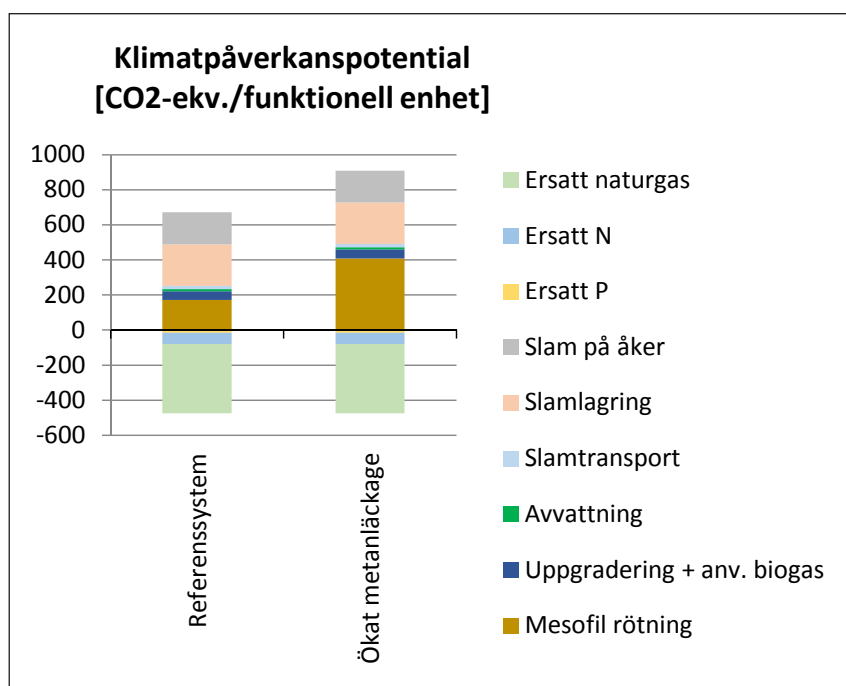


Figur 4-1 Resultat för referenssystemet men med variationer i om slamlagringen är täckt eller inte avseende klimatpåverkan och försurning. Funktionell enhet är 1 ton TS orötat slam.

Baserat på resultaten i denna studie bör man alltså ta med utsläpp till luft från slamlagringen i LCA-studier och man bör se över eventuella luftutsläpp från existerande slamlager och fundera över om täckt lagring kan vara ett alternativ. Ammoniakutsläpp bör också kvantifieras specifikt för slam.

4.1.3 Storleken på metanläckage från slambehandlingen

Som tidigare nämnts kan förenklingarna vad gäller utsläpp till luft från slambehandlingen ha gjort att vissa mindre utsläpp försummats. Man kan också tänka sig situationer där läckaget av t ex metan är mycket större än för det grundfall som använts i studien, t ex för betydligt äldre reningsverk. I de studerade systemen beror skillnader i metanutsläpp från slambehandlingen framför allt på hur stor mängd biogas som antas produceras eftersom utsläppen har räknats som 1 procent av producerad biogas. För att undersöka vad ett kraftigt ökat metanläckage kan innebära för resultaten gjordes en känslighetsanalys där en fyrdubbling av sådana utsläpp antogs för referensfallet. Resultaten visas i Figur 4-2. Det är tydligt att antagandet blir viktigt men med tanke på andra osäkerheter i de olika systemen är detta kanske inte av avgörande karaktär.



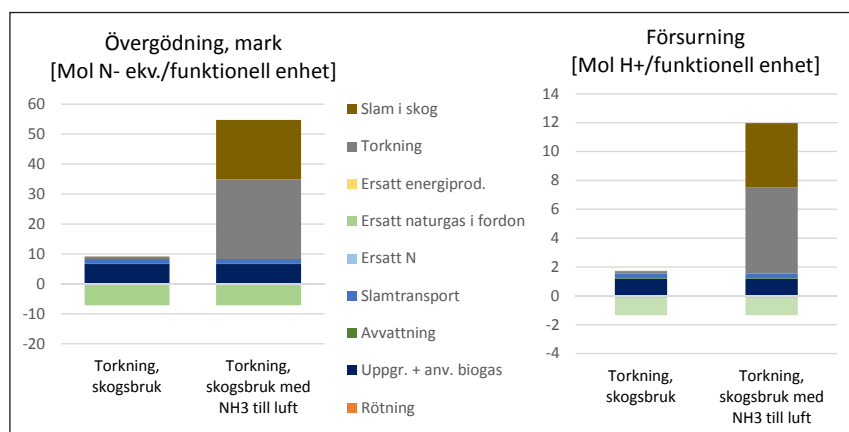
Figur 4-2 Resultat för klimatpåverkan för referenssystemet men med variationer i metanläckage i samband med rötningen. Funktionell enhet är 1 ton TS örötat slam.

4.1.4 Utsläpp från torkning av slam och efter spridning av slamprodukt i skog

I denna LCA har som tidigare nämnts inget av det kväve som lämnar slammet vid torkning antagits avgå till luft som ammoniak. Figur 4-3 visar hur stor påverkan ett sådant utsläpp skulle kunna bidra med. I denna kän-

lighetsanalys har antagits att hälften av den totala kväveförlusten utgörs av ammoniak (baserat på siffror från Liu et al. (2015) för den andel av kväveföreningar till luft som utgörs av ammoniak för rötslam som torkas). Resultatet är likartat för övergödning i landekosystem och för försurning – de två kategorier som påverkas mest av ammoniakutsläpp. Notera att det i grundfallet troligen antogs ett ganska högt värde för kväveavgången vid torkning – 12 procent. Resultatet visar att detta antagande är viktigt för det totala resultatet för detta system. Vid en jämförelse med andra system blir skillnaden mindre viktig, men framför allt i relation till förbränningssystemen visar sig antagandet bli avgörande.

Vi kan konstatera att även för utsläpp efter spridning av torkat slam är det ont om data, till exempel vad gäller lustgas, metan och ammoniak, särskilt för användning i skogsbruk. Detta utreddes vidare för skogsbruk genom en känslighetsanalys där antagandet gjordes att samma mängd ammoniak avgår till luft som från slammet på jordbruksmark i referenssystemet. Detta kan egentligen inte antas vara representativt för skogsbruksalternativet då det skiljer sig från jordbruksalternativen i flera viktiga avseenden, t ex vad gäller slammet (torkat/ej torkat) och spridningen (sprids i pelletform på skogsmark/myllas ner på jordbruksmark). Känslighetsanalysen bedöms ändå kunna ge en indikation på bidragets eventuella betydelse. Detta redovisas tillsammans med känslighetsanalysen för ammoniakutsläpp från torkningen i Figur 4-3. Både från torkning och efter spridning på skogsmark kan alltså ammoniak ge stora effekter avseende övergödning och försurning. De faktiska utsläppsnivåerna bör utredas vidare.



Figur 4-3 Resultat för systemet med torkning och användning av slam i skogsbruk men med variationer i hur stor andel av kvävet som avgår vid torkning som är ammoniak (0 eller 50 procent) för övergödning i landekosystem respektive försurning. Funktionell enhet är 1 ton TS orötat slam.

4.1.5 Slam på jordbruksmark - vad är nyttan?

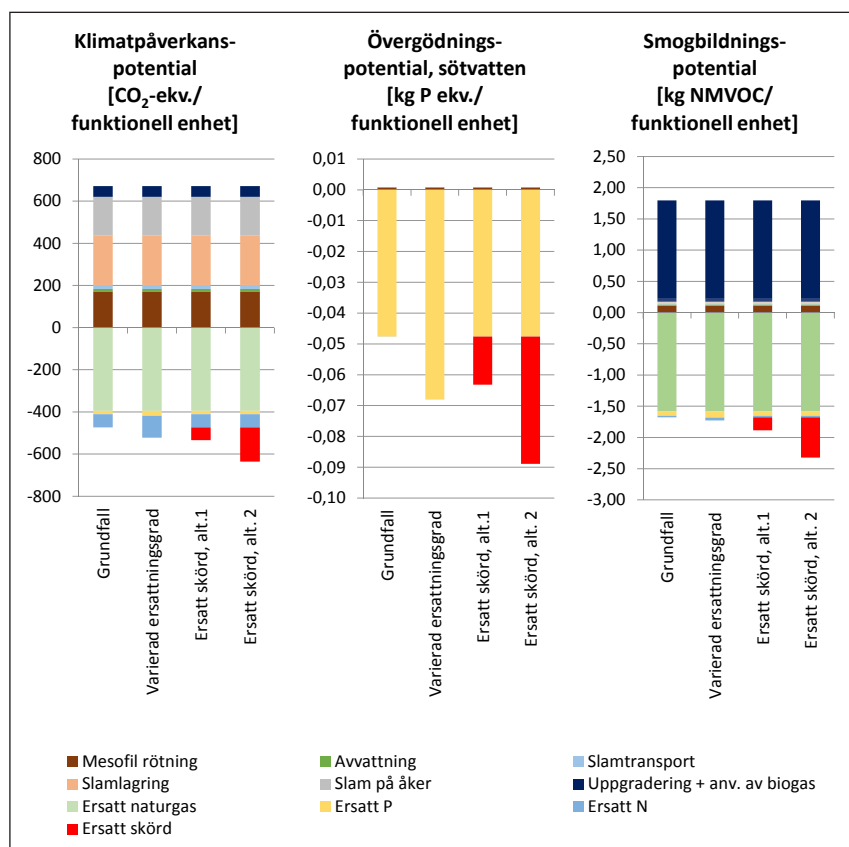
I studien har värdet som näringsämnen i slam utgör räknats hem genom en substitution. Vi har då antagit att en viss andel av näringsämnet i slammet eller den produkt som sprids på jordbruks- eller skogsmark kommer att ersätta samma näringsämne i handelsgödsel. I grundfallet har vi antagit att ersättningsgraden är 0,3 för kväve i slam och 0,7 för fosfor i slam. För skogsbruksfallet har vi ansett att endast kväve ersätts men då till en ersättningsgrad av 0,85. Detta kan framstå som högt jämfört med de övriga systemen men är det värde som uppgavs av vår källa enligt tidigare beskrivning. För jordbruksfallen har resonemanget varit att jordbrukaren inte kommer riskera att för lite näring finns för grödan och då handelsgödsel är billigt kommer man inte spara in på detta i exakt paritet med den mängd av näringsämnen som läggs på jordbruksmark genom slammet utan snarare i lägre grad. Då det allmänt finns stor osäkerhet kring ersättningsgrader testas antagandena i en känslighetsanalys för referenssystemet. Grundfallet samt ett fall där ersättningsgraden varieras för både kväve och fosfor beskrivs i Tabell 4-2. Resultaten visas i Figur 4-4.

För att ge en fingervisning om vad annat användbart innehåll i slammet skulle kunna innebära när slammet läggs på åkermark gjordes ytterligare litteraturstudier och beräkningar som ledde till ytterligare två variationer i modelleringen; dessa beskrivs också i Tabell 4-2. Här användes den bedömda skördehöjande effekten hos slam från två olika studier för att ge en bedömning av hur mycket vinsterna från det organiska kolet och möjligen även kalium och mikronäringsämnen kan stå för. Detta har aldrig tidigare gjorts i LCA. Mer detaljer har rapporterats i Heimersson et al. (2016b). Resultatet visas i Figur 4-4. Notera att detta alltså är ett första försök att kvantifiera dessa effekter för ett LCA-sammanhang och att osäkerheterna därför är stora, samt att resultaten endast är giltiga för åkrar med lågt innehåll av organiskt kol i marken (soil organic content, SOC).

Tabell 4-2 Beskrivning av scenarier för nyttan av slamspridning på åkermark.

Scenario	Beskrivning
Grundfall	Ersättningsgraden för handelsgödsel antas vara 0,3 för N och 0,7 för P (Heimersson et al., 2016b).
Varierad ersättningsgrad handelsgödsel	Som basfallet men med en ersättningsgrad på 0,5 för N (beräknat baserat på mängden lättillgängligt kväve i slam respektive handelsgödsel) och 1 för P (högt värde för att utvärdera om bidraget någonsin blir viktigt för det studerade systemet och de studerade miljöpåverkanskategorierna).
Ersatt skörd, alternativ 1	Som basfallet, men också med ett försök att kvantifiera den potentiella skördehöjande effekten hos det organiska materialet i slam som läggs på åkermark. Kvantifieringen är framräknad baserad på data från projektet Soilservice (Brady et al., 2012, Hedlund, 2012) och Börjesson et al. (2012). Se detaljer i Heimersson et al. (2016b).
Ersatt skörd, alternativ 2	Som basfallet, men också med ett försök att kvantifiera den potentiella skördehöjande effekten hos det organiska materialet i slam och eventuellt andra näringsämnen än kväve och fosfor som läggs på åkermark. Kvantifieringen är framräknad baserat på data från Andersson (2012). Se detaljer i Heimersson et al. (2016b).

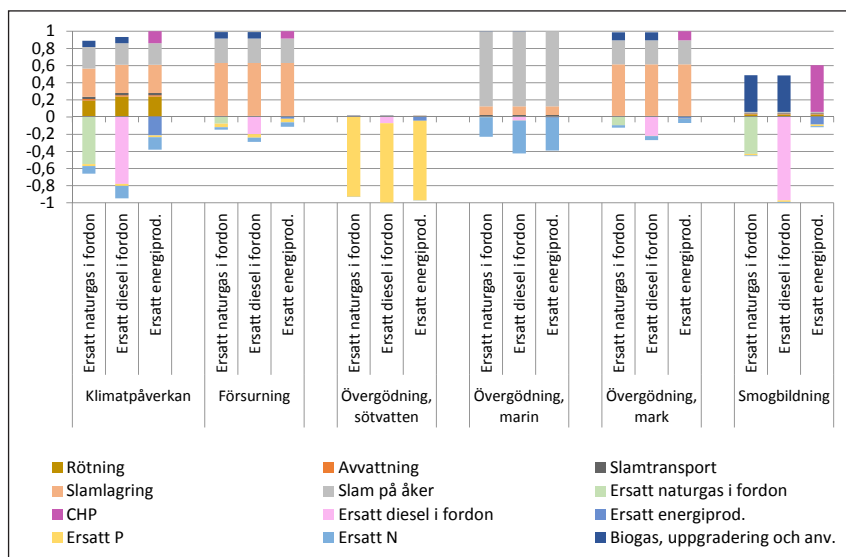
Det visar sig, föga förvånande, att kvävet ersättningsgrad har en större effekt än fosfors ersättningsgrad. Mer intressant är resultatet för de två olika ersättningarna av ökad skörd som det organiska kolet kan ge upphov till. Kolet visar sig kunna ha nästan lika stort bidrag som kvävet.



Figur 4-4 Resultat för referenssystemet men med variationer i ersättningarna för slammets nytta på åkermark avseende klimatpåverkan, övergödning i sötvattens ekosystem och smogbildning. Funktionell enhet är 1 ton TS orötat slam.

4.1.6 Användningen av biogas

Hur biogasen antas användas och vad den då kommer att ersätta kan antas ha stor betydelse för resultaten eftersom denna del har stort inflytande över resultatet för flera kategorier. Därför gjordes en känslighetsanalys där två andra möjliga användningar av biogasen undersöktes, dels en förbränning med värme- och elproduktion (combined heat and power, CHP) och ersättning av svensk medel och Göteborgsfjärrvärme och dels uppgradering av biogasen (som i grundfallet) men ersättning av diesel i tung trafik (istället för naturgas). Det förstnämnda representerar en vanlig användning av biogasen i andra länder där inriktningen på biogas som fordonsbränsle inte varit lika stark som i Sverige, men är även representativt för vissa svenska reningsverk. I verkliga fall avgör den lokala energisituationen vilken användning biogasen får och även vilka energislag som utnyttjas för processernas eventuella värme- och elbehov (se vidare avsnitt 4.1.7). Det sistnämnda kan sägas motsvara en mer konsekvent approach (se förklaring i avsnitt 2.2.1) eftersom det kan ses som en möjlig marknadseffekt att en stor och långvarig användning av biogas som fordonsbränsle kan skifta hela fordonsflottan mot en mindre andel dieselfordon och en större andel gasfordon. Resultaten visas i Figur 4-5.

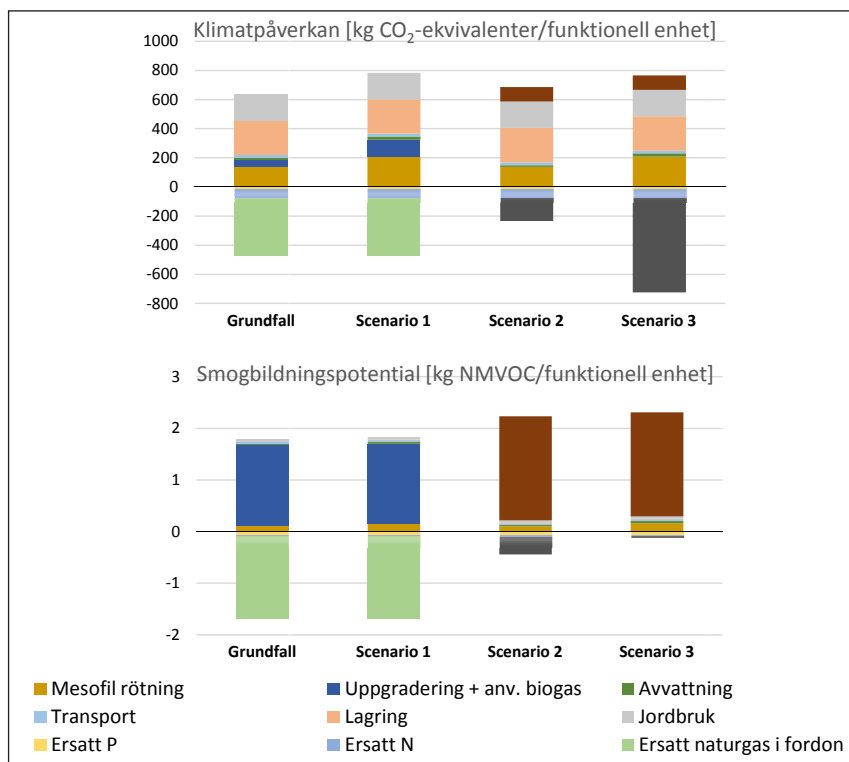


Figur 4-5 Resultat för referenssystemet men med variationer i användning av biogasen avseende olika miljöpåverkanskategorier. För att kunna visa resultat för flera miljöpåverkanskategorier i samma graf har resultaten normerats mot det största absolutvärdet för varje miljöpåverkanskategori.

Det är tydligt att detta val är viktigt, särskilt för klimatpåverkan och smogbildning. Detta är ett val som inte handlar om jämförelsen mellan de system som undersöks i studien utan som handlar om utformningen av vilket av dessa system som helst. Det visar att det är viktigt att fundera över hur biogasen utnyttjas när man funderar över framtida slamstrategier. För olika kategorier blir det olika resultat avseende vilket val som ger störst miljövinster. Detta visar också att det är viktigt hur man väljer att hantera bifunktioner i en LCA på slambehandling med resursutvinning (se även avsnitt 2.2.4 om flerfunktionella system).

4.1.7 Energisystemets betydelse

Även omgivande energisystem kan antas ha en stor inverkan på resultatet. Detta undersöktes genom en känslighetsanalys där referenssystemets grundfall varierades från svensk medel och Göteborgsfjärrvärme till en europeisk situation, se de två första staplarna i Figur 4-6. För elektricitet innebär detta att den svenska elmixen (44 procent vattenkraft, 40 procent kärnkraft, 6 procent biomassa o s v) ersattes med EU27-el (28 procent kärnkraft, 21 procent naturgas, 15 procent stenkolk, 11 procent lignit, 10 procent vattenkraft och 6 procent vindkraft o s v). För värme byttes Göteborgs medelfjärrvärme (74 procent värmeåtervinning från industri och avfallsförbränning, 17 procent förnybart, 9 procent fossilt) mot en naturgasbrännare som ansågs representativ för en medelsituation i Europa. Precis som för biogasens variation i Figur 4-5 visades klimatpåverkan och smogbildning vara de kategorier som påverkades mest och det är därför dessa kategorier som visas i Figur 4-6. Utöver grundfallet gjordes samma variation för en användning av biogasen för CHP, se de två sista staplarna.



Figur 4-6 Klimatpåverkan och smogbildningspotential för grundfallet samt med varierad modellering av energisystemet, från svensk till europeisk (scenario 1), om biogasen används för CHP under svenska förhållanden (scenario 2) samt om biogasen används för CHP under europeiska förhållanden (scenario 3).

Det är tydligt att den viktigaste effekten uppstår när biogasen används för CHP och ersätter energi under europeiska förhållanden.

4.1.8 Val av miljöpåverkanskategorier

Ett urval av miljöpåverkanskategorier gjordes i projektets initialfas. Urvalet gjordes som tidigare diskuterats baserat på tidigare studier, på vilken typ av miljöpåverkan som kan antas bli viktig och tillgång till data och metoder. Det som är viktigt att fundera över är dels i vilken utsträckning valda miljöpåverkanskategorier täcker in viktiga aspekter och dels i vilken utsträckning dessa har bedömts på ett fullständigt och rättvisande sätt i studien. Det är också viktigt att komma ihåg att en LCA bara ger ett visst perspektiv på miljöpåverkan, varför den kan behöva kompletteras med andra studier oavsett hur fullständig studien är.

Avseende urvalet av aspekter så finns det som tidigare nämnts flera andra miljöpåverkanskategorier som hade kunnat tas med i bedömningen. Humantoxicitet och patogenrisker diskuteras vidare för två av systemen i kapitel 5. Trots avsevärda insatser i bedömningen inom LiCRA-projektet anser vi att för dessa aspekter är för närvarande bedömningsmetodikens mognad och datatillgång låg i jämförelse med övriga studerade miljöpåverkanskategorier. Resultaten bör därför tolkas med stor försiktighet. Ekotoxicitet har inte bedömts och även här är existerande metoder behäftade med stora osäkerheter och datatillgången är låg. Lukt- och dammproblem kan vara av intresse men för dessa finns i dagsläget inga bedömningsmetoder

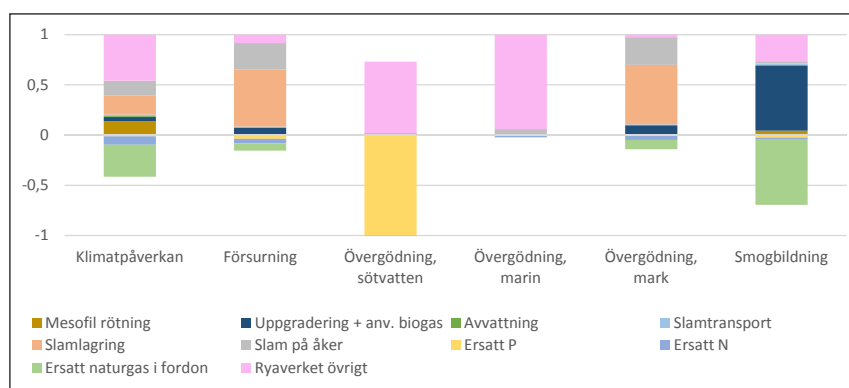
för LCA. En annan miljöpåverkanskategori som inte heller studerats inom ramen för detta projekt är resursförbrukning, trots att LCA-metodik finns för att kvantifiera t ex förbrukning av abiotiska resurser (till exempel fosfortillgångar, som ju är en ändlig resurs), då det hade krävt en helt annan typ av datainsamling. Då en av förutsättningarna vid valet av studerade system i denna studie var utnyttjande av P på jordbruksmark, så kan det däremot vara intressant att notera att, under de antaganden som gjorts för datainventeringen t ex vad gäller ersättningsgraden för P, så utnyttjas 70% av slammet fosfor i de fall där slammet hygieniseras och sprids på åkermark. I alternativet där torkat slam används för skogsbrukssyften tillgodoses i studien inget fosforutnyttjande. I Naturvårdsverkets förslag till nytt etappmål för fosfor anges att 40% av fosfor i avlopp bör tas tillvara och återföras som växnäring till åkermark. Det kan nämnas att en körning av inventeringsdata i denna studie genom en metod för bedömning av utarmning av fossila resurser visade just på den stora betydelsen av att ersätta ändliga fosforresurser men då inventeringen inte varit noggrann med avseende på relevanta resursuttag redovisas inte dessa resultat här.

Andra aspekter än miljöpåverkan har inte bedömts alls i detta projekt. Som ett urvalskriterium har teknisk mognad använts och av detta skäl har ett antal tekniker sorterats bort under projektets gång då data inte varit tillgängliga eller inte hållit tillräcklig kvalitet.

Även för de miljöpåverkanskategorier som undersökts finns variationer i specifika metoder och praxis i datainsamling m m. Vi har följt rekommendationerna i ILCD-handboken. Värt att notera kan vara att för klimatpåverkan finns därför inga biogena koldioxidutsläpp med. Det pågår omfattande diskussioner kring hur detta bör hanteras i framtiden inom LCA, se t ex Røyne et al. (2016).

4.1.9 Slamhanteringssystemet jämfört med övriga reningsverket

För att ge en uppfattning om vilket bidrag slamhanteringen står för i relation till utsläpp från hela reningsverket togs resultat fram där även avloppsreningen inkluderades i systemet, baserat på åtgång av el, värme och kemikalier på Ryaverket samt kväve- och fosforutsläpp genom effluenten, och lustgas och metan från avloppsreningen (Gryaab, 2014). Figur 4-7 visar att det egentligen bara är för marin övergödning som man kan säga att slamhanteringen är av mindre betydelse. För denna kategori blir utsläpp av kväve i effluenten avgörande. Det bör nämnas att i studien antogs effluenten släppas ut i en marin miljö vilket ger ett något större bidrag till denna kategori än om ett sötvattens ekosystem hade varit recipient. Känsligheten för detta antagande undersöktes också (men inga resultat visas här) och det visade sig inte vara avgörande för slutsatserna. För andra miljöpåverkanskategorier utgör slamhanteringen en betydande del av den totala miljöpåverkan och verkar därmed rimlig att lägga stort fokus på i arbete med att minska miljöpåverkan från avlopps- och slamhanteringen.



Figur 4-7 Resultat för referenssystemet men med både avloppsrening och slamhantering avseende olika miljöpåverkanskategorier. För att kunna visa resultat för flera miljöpåverkanskategorier i samma graf så har resultaten normerats mot det största absolutvärdet för varje miljöpåverkanskategori.

4.1.10 Slamhanteringssystemet jämfört med övriga svenska utsläpp

Ytterligare en aspekt som kan vara relevant vid resultattolkning är hur stor del av Sveriges totala miljöpåverkan som utgörs av det studerade systemet. För att få en uppfattning om detta har en jämförelse gjorts mellan utsläppen från referenssystemet (utan att hänsyn tagits till slupna emissioner från ersatt produktionen av handelsgödsel etc) och de totala svenska utsläppen av växthusgaser, ammoniak respektive kväveoxider som rapporterats av Naturvårdsverket (2014 års siffror användes) (Naturvårdsverket, 2015b). Resultaten visade att det system som studeras i referenssystemet, omräknat per person, motsvarar 0,4 % av svenskens utsläpp per capita av växthusgaser, 2,4 % av ammoniakutsläppen och 0,4 % av kväveoxidutsläppen.

5 LiCRA-projektets resultat

Inom LiCRA-projektet bedömdes humantoxicitet och patogenrisker för slamhantering i Göteborg. Projektet hade som huvudfokus att titta på hur kombinationen av LCA och kvantitativ riskbedömning (QRA) kan användas för att besvara frågor kring risker kopplade till slamanvändning i jordbruk.

5.1 Humantoxicitet och patogenrisker

När det gäller hantering av avloppsvatten och slam har negativa effekter av patogener, metaller och organiska ämnen varit i särskilt fokus i slamdebatten. Risker för mänsklig hälsa förknippade med patogener har traditionellt bedömts genom kvantitativ mikrobiell riskbedömning (QMRA). Risker för mänsklig hälsa förknippade med kemiska föroreningar har traditionellt bedömts genom kvantitativ kemisk riskbedömning (QCRA).

LiCRA-projektet har använt litteratur- och fallstudier för att ta fram rekommendationer kring en kombinerad användning av LCA och QRA. Med tanke på de olika verktygens olika styrkor och svagheter och de olika kombinationsmöjligheter som finns är det viktigt att vara särskilt tydlig med varje verktygs möjliga bidrag och relevans i olika situationer. Bedömningen av olika system som hanterar avloppsvatten och slam kan bland annat fokusera på: (1) om de negativa effekterna som olika individer eller subpopulationer utsätts för på specifika platser är acceptabla, och (2) hur stor den sammanlagda effekten är på nivå av befolkningen som helhet och på olika platser. I QRA har fokus för bedömningen av tradition varit att skapa basen för att kunna avgöra om de negativa effekterna som olika individer eller subpopulationer utsätts för på specifika platser är acceptabla, alltså om utsläpp i specifika lokala situationer kommer att överstiga trösklar (1). På senare tid har dock QRA använts också för att utvärdera olika alternativa tekniker för hantering av avloppsvatten och slam avseende de bredare hälsoeffekterna förknippade med patogener. LCA syftar till att jämföra olika produkt- eller tjänstesystem, och bedömningen är inriktad på den sammanlagda effekten på nivån av en befolkning som helhet (2), vilket gör att man kan se hela livscykeln totala miljöpåverkan och även trade-offs eller förskjutning mellan olika delar av livscykeln och mellan olika miljöpåverkanskategorier.

LiCRA-projektets fokus har varit på aggregerade effekter för en viss befolkningsgrupp snarare än risker för specifika medlemmar av en viss befolkningsgrupp. Denna inriktning gör det möjligt att undersöka avvägningar mellan lokala och globala effekter i samband med exponering för patogener och kemiska föroreningar (metaller och organiska ämnen) och andra stressfaktorer på olika platser och tidpunkter.

Vid bedömningen av skadliga effekter av kemiska föroreningar på människors hälsa finns det för närvarande flera generiska modeller för miljöpåverkansbedömning tillgängliga. LiCRA-projektet utforskade om generiska

modeller för humantoxicitet är tillräckliga när det gäller bedömning av avlopps- och slamhantering, framför allt avseende avloppsvattnet och spridning av slammet på åkermark. Vid bedömningen av skadliga effekter av patogener på människors hälsa finns det för närvarande inga modeller för miljöpåverkansbedömning tillgängliga. LiCRA-projektet utforskade i det fallet hur negativa effekter av patogener kan redovisas i ett LCA-sammanhang.

5.2 **Kemikaliers och metallers påverkan på mänsklig hälsa**

Under de senaste åren har flera generiska modeller för miljöpåverkansbedömning för just humantoxicitet utvecklats. En av dem är USEtox-modellen (www.usetox.org) och den brukar kallas för en konsensus-modell eftersom den kombinerar erfarenheterna från flera andra tidigare modeller. För humantoxicitet så finns i USEtox två underkategorier, som modellerar cancer- respektive icke-cancer-effekter. Den första versionen (USEtox 1.01) släpptes i februari 2010 och den fick en uppdatering (USEtox 2.0) i augusti 2015. USEtox-modellen är, precis som andra generiska modeller för humantoxicitet, en multimedie-transportmodell. Den är baserad på antagandet om omedelbar jämvikt mellan de olika delarna i modellen när utsläpp av ett ämne sker till en given del.

Inom LiCRA-projektet har modellen USEtox (både i versionen USEtox 1.01 och den nyligen släppta versionen USEtox 2.0) jämförts med ytterligare en modell som utvecklats inom projektet specifikt för spridning av avloppsslam (kallad SLAtox). Modellen bygger på matematiska ekvationer som traditionellt använts inom QRA och rekommenderas av European Chemicals Bureau i deras tekniska vägledning för riskbedömning (ECB, 2003). De exponeringsvägar som ingår i USEtox- och SLAtox-modellerna visas i Tabell 5-1.

Tabell 5-1 Exponeringsvägar som ingår i USEtox 1.01-, USEtox 2.0-, och SLAtox-modellerna.

Föroreningskälla	via	USEtox 1.01	USEtox 2.0	SLAtox
Luft	Inandning	x	x	
Dricksvatten	Förtäring	x	x	
Bladgrödor, frukt och spannmål	Förtäring	x	x	x
Rotfrukter	Förtäring	x	x	x
Kött	Förtäring	x	x	
Mejeriprodukter	Förtäring	x	x	
Fisk	Förtäring	x	x	
Kemikalierester (från användning av bekämpningsmedel i jordbruk)	Förtäring		x	

Modellerna jämfördes i en fallstudie för Göteborg (Harder et al., 2016c). Detta innebär att beräkningarna var baserade på de koncentrationer av metaller och organiska kemikalier som uppmäts för slam som produceras

vid Ryaverket i Göteborg. För att öka antalet organiska föroreningar som kunde tas med i studien kompletterades dessa data med uppmätta data för andra reningsverk i Sverige (Naturvårdsverket, 2015a). För att göra det möjligt att räkna fram effekter på endpoint-nivå för jämförelser mellan miljöpåverkanskategorier räknades resultaten om till enheten DALY (disability-adjusted life years).

5.2.1 Humantoxicitet vid slamspridning på jordbruksmark

Först diskuteras resultaten för enbart själva slammets användning i jordbruk, alltså inte hela slamhanteringssystemet som för andra delar av denna rapport. Alla modeller ger högre resultat för metaller än för organiska föroreningar, och de olika modellerna ger resultat av liknande storleksordning. Det bör hållas i minnet att resultaten är modellberäkningar som kanske inte korrekt speglar verkliga förhållanden. Av särskild betydelse är följande förbehåll: data på koncentrationer i slam är endast tillgängliga för en begränsad del av de organiska föroreningar som finns i slammet; växtupptag kan vara mindre i verkligheten än vad modellerna antar; och effektfaktorer finns endast för ett begränsat antal tydliga sjukdomar (t ex cancer) men inte för mer diffusa symptom (t ex generell sänkning av immunförsvaret). Trots avsevärda insatser vad gäller modellering och datainsamling inom LiCRA-projektet så finns det alltså fortfarande stora kunskapsluckor och osäkerheterna är troligen mycket stora. I kommande stycken har cancer och icke-cancer-effekter räknats om till DALYs och summerats, vilket gör att de alltså uttrycks på end-point nivå (EC-JRC, 2011).

För metaller (15 stycken) erhöles de högsta värdena, med liknande storleksordning för förtäring av grödor som för andra exponeringsvägar. Notera att det ingick ett begränsat urval av metaller, och att det gäller teoretiska värden på växtupptag och ett begränsat urval av effektfaktorer. För organiska ämnen (106 stycken) erhöles mycket lägre värden än för metaller, med större effekter kopplade till andra exponeringsvägar än förtäring av grödor. Notera även här att beräkningarna gjordes för ett begränsat antal organiska ämnen, med teoretiska värden på växtupptag och ett begränsat antal effektfaktorer.

I SLAtox-modellen ingår även oavsiktligt intag av avloppsslam. För föroreningarna som ingår i denna studie konstaterades att oavsiktligt intag av avloppsslam, under rutinmässiga driftförhållanden, inte är en dominerande exponeringsväg. Mer information finns i Harder et al. (2016c).

5.2.2 Humantoxicitet för två hela avloppsrenings- och slamhanteringssystem

Inom LiCRA-projektet gjordes också en LCA avseende humantoxicitet för två av de system som också studerades i den större LCA:n inom SVU-projektet: pastörisering och monoförbränning med AshDec-metoden för fosforutvinning, men med ännu vidare systemgränser än för systemen i tidigare kapitel i denna rapport då även avloppsreningen finns med. Framför allt är effluents från reningsverket med. Humantoxicitet bedömdes separat för cancerteffekter och icke-cancereffekter. För cancerteffekter blev resultaten för de två systemen av samma storleksordning, i båda fallen med det största bidraget från jordbruk respektive förbränning; och vi vet ju redan att

modellerna räknar fram högre värden för metaller än för organiska ämnen – för utsläpp från förbränning ingick för övrigt enbart metaller i beräkningarna (t ex inga dioxiner). Ett visst bidrag kom även från avloppsreningsverkets bakgrundsystem, alltså från elektricitet och andra insatser tidigare i livscykeln. Ett icke försumbart bidrag kom även från effluenten. För icke-cancereffekter blev skillnaderna mellan systemen däremot stora, framför allt på grund av det mycket stora bidraget från slam på jordbruksmark, framför allt från metaller. För mer information hänvisas till Heimersson et al. (2016a).

5.3 *Patogeners påverkan på mänsklig hälsa*

För tillfället finns det inga modeller för miljöpåverkansbedömning i LCA för patogener. Inom LiCRA-projektet har nyttan med att använda modeller för QMRA för att förutsäga risker i samband med patogener i avloppsvatten och slam i LCA-sammanhang undersökts. Det undersöktes också huruvida de matematiska relationerna och modellstrukturerna kan förenklas och anpassas om QMRA-modellerna används för att komplettera LCA.

Arbetet var av utforskande karaktär med fokus på metodutveckling snarare än på att hitta robusta resultat i form av en bedömning av hälsoeffekter för patogener under svenska förhållanden. Därför redovisas inga siffror här utan tyngdpunkten läggs på metodfrågor, se Harder et al. (2014) för mer information. Sammantaget har QMRA-modeller visat sig vara användbara för att redogöra för de negativa hälsoeffekterna av patogener i LCA. Dock bör några punkter beaktas när detta görs. För det första säger resultaten ingenting om fördelningen av hälsoproblem och effekter hos enskilda personer eller grupper av individer. För det andra rekommenderas det att man inte lineariserar dos-responssamband för patogener även om man kan komma undan med det för kemikalier eftersom det för patogener rör sig om akuta effekter och den övre änden av dos-respons-kurvan. För det tredje kan det vara lämpligt att titta på icke rutinmässig drift, åtminstone i en känslighetsanalys, då dessa tillstånd troligen ger upphov till en signifikant del av sjukdomsfallen (Harder et al., 2016b).

För övrigt bör man alltid fundera över om skalning till en viss funktionell enhet är lämplig eller inte och om LCA och QMRA-resultat borde kombineras på andra sätt i ett beslutsunderlag än genom att metodik från QMRA bakas in i LCA (Harder et al., 2016a). Heimersson et al. (2014) jämförde de negativa effekterna av patogener på människors hälsa med andra negativa effekter på människors hälsa, för två avloppshanteringssystem. QMRA-resultaten presenterades då som en miljöpåverkanskategori i ett LCA-ramverk (se avsnitt 5.4). De patogenrelaterade effekterna beräknades baserat på QMRA-modeller (Harder et al., 2014) och resultaten integrerades i ett LCA-ramverk tillsammans med resultat som uppnåts genom traditionella modeller inom LCA. Att presentera QMRA-resultat i ett LCA-ramverk kan dock kamouflera det faktum att den beräknade patogeneffekten endast omfattar patogenutsläpp i samband med reningsverkets drift eller slamspredningen men inte på andra ställen i livscykeln.

5.4 Kan man svara på om patogener, metaller och kemikalier utgör stora bidrag till den totala påverkan på mänsklig hälsa?

Inom LiCRA-projektet gjordes även vissa endpoint-bedömningar avseende det totala bidraget från patogenrisk och humantoxicitet för metaller och kemikalier i ett LCA-sammanhang, även inkluderat andra miljöpåverkan-kategorier som de som beskrivits i tidigare kapitel i denna rapport. Detta gjordes genom att alla resultat räknades om till enheten DALY så att dessa kunde relateras till varandra. Eftersom dessa resultat inte bör ses som några sanningar utan mer som ett reflektionsunderlag anges bara resultaten i korta drag här. Intresserade läsare hänvisas till vetenskapliga artiklar: till exempel Heimersson et al. (2016a) och Harder (2016).

Resultaten visar att just för mänsklig hälsa som end-point utgör bidragen från metaller den viktigaste påverkan, följt av patogenrisk, följt av organiska föroreningar och sedan följer andra miljöpåverkanskategorier. Det finns alltså all anledning att fundera vidare på hur man på ett trovärdigt sätt bedömer dessa i LCA-sammanhang. Så länge man inte kan ta fram resultat som på ett relevant sätt kan spegla de system man vill jämföra i själva LCA:n så bör man fundera över hur man bäst kompletterar ett beslutsunderlag med annat material i denna fråga. Vad gäller jämförelser mellan system av det slag som studeras i denna studie kan vi idag egentligen bara säga att resultat avseende humantoxicitet stöder det förväntade – att användning av slam i jordbruk kan innebära större problem än förbränning av slam. Det kan dock tilläggas att alternativet med slam användning på jordbruksmark i tidigare riskbedömningar inte bedömts utgöra en risk för människor (Österås et al. (2015) och Sternbeck et al. (2013)).

6 Summering och slutsatser

6.1 Studiens inriktning och avgränsningar

De tekniker för slamhygienisering som undersöktes var: pastörisering, termisk hydrolys, termofil rötning, monoförbränning, samförbränning samt torkning. För båda förbränningssystemen ingick efterbehandling av askan för att möjliggöra fosforutnyttjande. I alla systemen ansågs en viss andel av fosfor läggas på mark, huvudsakligen jordbruksmark; pellets av torkat slam hamnade på skogsmark. Alla system innehöll rötning och biogasen ansågs utnyttjas som fordonsbränsle, och ersätter naturgas. Även andra slambehandlingsalternativ kan komma att vara intressanta i framtida slamstrategier i Sverige, t ex variationer i ordning av processerna (t ex både pastörisering och termisk hydrolys har studerats som en förbehandling innan rötning men även det omvända är möjligt), eller helt andra tekniker som utesluts i denna studie, t ex p g a bristande intresse hos inblandade aktörer eller brist på data, som för hydrotermisk förkolning.

De studerade teknikerna är på olika teknisk mognadsnivå. Inget av systemen (utom referenssystemet) är undersökta för en faktisk fullskaleanläggning så för alla system har olika typer av antaganden och omräkningar gjorts. Det är särskilt viktigt att betona att för samförbränningssystemet med fosforextraktion enligt EasyMining har sekretess gjort det omöjligt för projektgruppen att bedöma trovärdigheten i erhållna data och resultaten för det systemet måste därför ses som särskilt osäkra.

Studien fokuserade på hanteringen av slam från det att det orötade slammet gick in i rötning eller förbehandling innan rötning och till dess att alla utsläpp skett, avfall omhändertagits eller produkter nyttiggjorts. Studien säger alltså ingenting om andra delar av systemet, men en överslagsberäkning visade att för de undersökta miljöpåverkanskategorierna är det troligen bara för marin övergödning som andra delar av reningsverket blir viktigare än slamhanteringen.

Eftersom insamling och behandling av avloppsvatten inte ingick i systemet beaktades inte eventuella förändringar av dessa när recirkulerade flöden förändrades. Inte heller konstruktion av anläggningar och utrustning ingick i det studerade systemet. Båda dessa aspekter bör beaktas i en mer detaljerad studie inför verklig implementering.

Studien begränsades också till vissa miljöpåverkanskategorier: klimatpåverkan, försurning, övergödning i terrestra, sötvattens- och marina ekosystem samt smogbildning. För humantoxicitet, patogenrisker och resursutarmning fördes enbart semikvantitativa diskussioner. Inför verklig implementering bör man fundera över om andra kategorier behöver utredas med LCA eller med andra bedömningsmetoder.

De känslighetsanalyser som genomfördes i studien ger viss vägledning kring vissa antagandens och kringförhållandens betydelse. Dessa bör beaktas vid tolkning av studiens resultat för andra förhållanden. Inför varje enskilt fall av implementering rekommenderar vi dock att en mer detaljerad LCA

görs som beaktar de specifika förutsättningarna, ihop med en bedömning av tekniska, ekonomiska, juridiska och andra aspekter av vikt.

6.2 Vad säger resultaten om framtida slamstrategier?

Några delar av systemen visade sig vara särskilt viktiga för resultaten. Bildning av metan, lustgas och ammoniak i slammet under behandling, under lagring eller efter spridning visade sig kunna ha stor inverkan på flera miljöpåverkanskategorier. Det förefaller alltså viktigt att minimera sådana utsläpp och att vidare studera faktiska skillnader mellan olika slamhanteringsmetoder. Täckat slamlagring skulle kunna vara ett intressant alternativ men ytterligare data krävs för att utreda hur detta påverkar utsläppen. Dessutom visade sig ersatta produkter ha viktiga effekter, framför allt ersatt naturgas i fordon men för vissa kategorier även kvävegödsel och fosforgödsel. Ett försök till kvantifiering av andra positiva effekter av slamspridning på mark avseende ökad skörd gjordes och visade sig också kunna ha en viktig effekt. Vidare studier behövs för att klargöra de verkliga nyttorna med slamspridning eller spridning av produkter från slam och hur olika nyttor kan bedömas i LCA.

En jämförelse mellan slambehandlingsalternativen försvåras av att de viktigaste skillnaderna mellan systemen är behäftade med vissa osäkerheter, t ex avseende de utsläpp från slammet som just beskrivits, storleken på biogasproduktionen, samt nyttorna relaterade till spridning av näring från slam. Den avvägning som finns mellan att bevara slammatriken för att kunna erhålla nyttor vid spridning och samtidigt riskera större utsläpp till luft och vatten bör beaktas. Det förefaller som att man kan minska utsläpp från system som innebär förbränning men samtidigt kan nyttorna som kan erhållas från sådana system minska. Det går inte utifrån denna studie att säga att något av de undersökta systemen är tydligt bättre än de andra och skillnaderna mot ett system som kan sägas motsvara dagens system är inte heller stor.

De skillnader mellan olika tekniker som man kan se i resultaten från denna studie skiljer sig inte radikalt från slutsatserna i andra studier där liknande alternativ jämförts, även om kvantitativa resultat aldrig är direkt jämförbara mellan olika LCA-studier, eftersom dessa nästan alltid skiljer i mål och omfattning.

Alla undersökta system utom referenssystemet väntas leva upp till kommande hygieniseringskrav avseende användning av slam i jordbruk. Vad gäller fosforutnyttjande är det oklart om användning av slamprodukter i skogsbruk kommer innebära att fosfor i slam faktiskt kommer att innebära att ändliga fosforresurser ersätts och faktisk ersättningsgrad för alla olika undersökta system är oklar.

Avseende patogenrisker och humantoxicitet visade Formasprojektet LiCRA att kvantifieringar kan göras men att dessa är behäftade med så stora osäkerheter av många olika slag att de i dagsläget inte är meningsfulla att använda för jämförelse av system av det studerade slaget. Framför allt handlar osäkerheterna om databrist och svårigheter att modellera effekter på ett relevant sätt. Men beräkningarna visar att både patogenrisker och human-

toxicitet kan ha stor inverkan och vidare metodutveckling eller försök att hantera dessa aspekter på annat sätt rekommenderas därför.

Frågan som ställdes i studien var hur de olika studerade alternativen står sig i en jämförelse och vad som är viktigt för resultaten i varje system. Även om studien visar på vissa skillnader mellan studerade system så visar känslighetsanalyser att det största skillnaderna uppnås genom att variera antaganden i studien. Studien ger därför viss vägledning i andra avseenden vad gäller framtida slamstrategier än just vilken slambehandling som är mest fördelaktig. Studien visar tydligt att det är viktigt att fundera över hur olika produkter från slamhantering utnyttjas och den visar att det är viktigt att minimera direkta utsläpp från slammet till luft och vatten, t ex under slamlagring.

Referenser

- ANDERSSON, P.-G. 2012. Slamspridning på åkermark. Fältförsök med kommunalt avloppsslam från Malmö och Lund under åren 1981–2011. *Hushållningssällskapens rapportserie*, 16. Skåne.
- BRADY, M., HEDLUND, K., RONGGANG, C., HEMERIK, L. & HOTES, S. 2012. Farmer's costs of supplying soil services in diverse EU regions. *Soilservice*, Deliverable D18.
- BÄFVER, L., RENSTRÖM, C., FAHLSTRÖM, J., ENFÄLT, P., SKOGLUND, N. & E., H. 2013. *Sambränsleblandningar – Förbränning och fosforutvinning*. Borås: Waste Refinery, SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut.
- BÖRJESSON, G., MENICHETTI, L., KIRCHMANN, H. & KÄTTERER, T. 2012. Soil microbial community structure affected by 53 years of nitrogen fertilisation and different organic amendments. *Biology and Fertility of Soils*, 48, 245–257.
- COROMINAS, L., FOLEY, J., GUEST, J. S., HOSPIDO, A., LARSEN, H. F., MORERA, S. & SHAW, A. 2013. Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art. *Water Research*, 47, 5480–5492.
- DAVIDSSON, Å., JÖNSSON, K., LA COUR JANSEN, J. & SÄRNER, E. 2008. *Metoder för slamhydrolys*. Sweden: Svenskt Vatten Utveckling, rapport 2008-09.
- DAVIS, J. & HAGLUND, C. 1999. *Life cycle inventory (LCI) on fertiliser production*. Examensarbete, Chalmers tekniska högskola.
- DGE MARK OCH MILJÖ 2011. Mätning av luftemissioner från Ryaverket Gryaab, Göteborg.
- EC-JRC 2010. *ILCD Handbook – International Reference Life Cycle Data System*. Första utgåvan, EU.
- EC-JRC 2011. *ILCD Handbook – International Reference Life Cycle Data System – Recommendation for Life Cycle Impact Assessment in the European context*. Första utgåvan, EU.
- ECB 2003. *Technical guidance document on risk assessment*. European Chemicals Bureau.
- EUROPEISKA KOMMISSIONEN 2015. *Att sluta kretsloppet – en EU-handlingsplan för den cirkulära ekonomin*. Meddelande från kommissionen till Europaparlamentet, rådet, Europeiska ekonomiska och sociala kommittén samt Regionkommittén. Bryssel, Belgien.
- FIDJELAND, J., LALANDER, C., JÖNSSON, H. & VINNERÅS, B. 2013. Ammonia sanitisation of sewage sludge using urea. *Water Science and Technology*, 68, 1866–1872.
- FLODMAN, M. 2002. Emissions of methane, nitrous oxide and ammonia from storing of digested sludge. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet

- GALLEGO, A., HOSPIDO, A., MOREIRA, M. T. & FEIJOO, G. 2008. Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. *Resources, Conservation and Recycling*, 52, 931–940.
- GIANICO, A., BERTANZA, G., BRAGUGLIA, C. M., CANATO, M., LAERA, G., HEIMERSSON, S., SVANSTRÖM, M. & MININNI, G. 2015. Upgrading a wastewater treatment plant with thermophilic digestion of thermally pre-treated secondary sludge: Techno-economic and environmental assessment. *Journal of Cleaner Production*. 102: 353–361
- GOEDKOP, M., HEIJUNGS, R., HUIJBREGTS, M. A., DE SCHRYVER, A., STRUIJS, J. & VAN ZELM, R. 2013. ReCiPe 2008 – *A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level, Report 1: Characterisation*. Ruimte en Milieu, Ministerie von Volkhuysvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.
- GRYAAB 2014. *Miljörapport Ryaverket 2013*. Rapport 2014:1. http://www.gryaab.se/admin/bildbank/uploads/Dokument/Miljorapporter/Miljorapport_Ryaverket_2013.pdf (2015-09-28).
- GÖTEBORG ENERGI 2014. *Miljövärden för levererad fjärrvärme 2014*. Göteborg, Partille och Ale (exkl. Bra Miljöval).
- HARDER, R. 2016. *Fresh Perspectives on the Assessment of Sewage Sludge Management*. Doktorsavhandling, Chalmers tekniska högskola.
- HARDER, R., HEIMERSSON, S., SVANSTRÖM, M. & PETERS, G. M. 2014. Including pathogen risk in life cycle assessment of wastewater management. 1. Estimating the burden of disease associated with pathogens. *Environmental Science and Technology*, 48, 9438–9445.
- HARDER, R., PETERS, G.M., ASHBOLT, N.J. & SVANSTRÖM, M. (2016a) *Using quantitative microbial risk assessment and life cycle assessment to assess management options in urban water and sanitation infrastructures: opportunities and unresolved issues*, Microbial Risk Analysis, accepted June 27 2016.
- HARDER, R., PETERS, G. M., MOLANDER, S., ASHBOLT, N. J. & SVANSTRÖM, M. 2016b. Including pathogen risk in life cycle assessment: the effect of modelling choices in the context of sewage sludge management. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21, 60–69.
- HARDER, R., PETERS, G. M., SVANSTRÖM, M., KHAN, S. & MOLANDER, S. 2016c. Estimating human toxicity potential of land application of sewage sludge: The effect of modelling choices, *The International Journal of Life Cycle Assessment*
- HEDLUND, K. 2012. *Conflicting demands of land use, soil biodiversity and the sustainable delivery of ecosystem goods and services in Europe*. Soilservice.
- HEIMERSSON, S., HARDER, R., PETERS, G., BLOM, L., I'ONS, D. & SVANSTRÖM, M. 2016a. State-of-the-art LCA on sewage sludge management for local decision-making in Gothenburg- is it enough? (manuskript).
- HEIMERSSON, S., HARDER, R., PETERS, G. M. & SVANSTRÖM, M. 2014. Including pathogen risk in life cycle assessment of wastewater

- management. 2. Quantitative comparison of pathogen risk to other impacts on human health. *Environmental Science and Technology*, 48, 9446–9453.
- HEIMERSSON, S., SVANSTRÖM, M., CEDERBERG, C. & PETERS, G. 2016b. Improved life cycle modelling of benefits from resource utilisation from sewage sludge (manuskript inskickat till tidskrift).
- HEIMERSSON, S., SVANSTRÖM, M., LAERA, G. & PETERS, G. 2016c. Life cycle inventory practices for major nitrogen, phosphorus and carbon flows in wastewater and sludge management systems. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, doi: 10.1007/s11367-016-1095-8.
- HELLSTEDT, C., STARBERG, K., OLSSON, L.-E., HELLSTRÖM, D., JONSSON, L. & MOSSAKOWSKA, A. 2009. *Ökad biogasproduktion vid Henriksdals reningsverk*. Stockholm Vatten.
- HELLSTEDT, K., CERRERO, J., NILSSON, M. & MCCANN, M. 2014. Nordic initiatives to abate methane emissions. Danmark: Nordiska ministerrådet.
- HENRIKSSON, G., PALM, O., DAVIDSSON, K., LJUNG, E. & SAGER, A. 2012. *Rätt slam på rätt plats*. Borås, Sweden: Waste Refinery, proj. no. WR-41.
- HOSPIDO, A., CARBALLA, M., MOREIRA, M., OMIL, F., LEMA, J. M. & FEIJOO, G. 2010. Environmental assessment of anaerobically digested sludge reuse in agriculture: Potential impacts of emerging micropollutants. *Water Research*, 44, 3225–3233.
- HOSPIDO, A., MOREIRA, M. T., MARTÍN, M., RIGOLA, M. & FEIJOO, G. 2005. Environmental evaluation of different treatment processes for sludge from urban wastewater treatments: Anaerobic digestion versus thermal processes. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 10, 336–345.
- HÖGBERG, P., LARSSON, S., LUNDMARK, T., MOEN, J. N., U. & NORDIN, A. 2014. *Effekter av kvävegödsling på skogsmark. Kunskapssammanställning utförd av SLU på begäran av Skogsstyrelsen*. Report 2014-01. Jönköping: Skogsstyrelsen.
- IPCC 2006. Emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea applications. EGGLESTON, H. S., BUENDIA, L., MIWA, K., NGARA, T. & TANABE, K. (redaktörer) 2006 *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Agriculture, Forestry and other land use*. Japan: IGES.
- IPCC 2007. *Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* Pachauri, R.K and Reisinger, A. (redaktörer). Geneve, Schweiz: IPCC.

- JOHANSSON, K., PERZON, M., FRÖLING, M., MOSSAKOWSKA, A. & SVANSTRÖM, M. 2008. Sewage sludge handling with phosphorus utilization – life cycle assessment of four alternatives. *Journal of Cleaner Production*, 16, 135–151.
- JÖNSSON, H., JUNESTEDT, C., WILLÉN, A., YANG, J., TJUS, K., BARESEL, C., RODHE, L., TRELA, J., PELL, M. & ANDERSSON, S. 2015. *Minska utsläpp av växthusgaser från rening av avlopp och hantering av avloppsslam*. Bromma: Svenskt Vatten Utveckling.
- KARLSSON, S. & RODHE, L. 2002. *Översyn av Statistiska Centralbyråns beräkning av ammoniakavgången i jordbruket – emissionsfaktorer för ammoniak vid lagring och spridning av stallgödsel*. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik.
- LARSEN, H. F., HANSEN, P. A. & BOYER-SOUCHET, F. 2010. NEPTUNE – *New sustainable concepts and processes for optimization and upgrading municipal wastewater and sludge treatment, Work Package 4 – Assessment of environmental sustainability and best practice*. Deliverable 4.3 – Decision support guideline based on LCA and cost/efficiency assessment. http://www.eu-neptune.org/Publications%20and%20Presentations/D4-3__NEPTUNE.pdf.
- LEDERER, J. & RECHBERGER, H. 2010. Comparative goal-oriented assessment of conventional and alternative sewage sludge treatment options. *Waste Management*, 30, 1043–1056.
- LINDERHOLM, K., TILLMAN, A. M. & MATTSSON, J. E. 2012. Life cycle assessment of phosphorus alternatives for Swedish agriculture. *Resources, Conservation and Recycling*, 66, 27–39.
- LINDGREN, M., PETTERSSON, O., HANSSON, P.-A. & NORÉN, O. 2002. *Engine load pattern and engine exhaust gas emissions from off-road vehicles and methods to reduce fuel-consumption and engine exhaust gas emissions*. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik.
- LIU, W., XU, J., LIU, J., CAO, H., HUANG, X. F. & LI, G. 2015. Characteristics of ammonia emission during thermal drying of lime sludge for co-combustion in cement kilns. *Environmental Technology* (United Kingdom), 36, 226–236.
- LUNDIN, M., OLOFSSON, M., PETTERSSON, G. J. & ZETTERLUND, H. 2004. Environmental and economic assessment of sewage sludge handling options. *Resources, Conservation and Recycling*, 41, 255–278.
- MATTSSON, J. 2015. *Miljörapport Ryaverket 2014*. Göteborg: Gryaab rapport 2015:4.
- MCDEVITT, J. E., LANGER, E. R. & LECKIE, A. C. 2013. Community engagement and environmental life cycle assessment of Kaikoura's biosolid reuse options. *Sustainability* (Switzerland), 5, 242–255.
- MILLS, N., PEARCE, P., FARROW, J., THORPE, R. B. & KIRKBY, N. F. 2014. Environmental & economic life cycle assessment of current & future sewage sludge to energy technologies. *Waste Management*, 34, 185–195.

- NATURVÅRDSVERKET 2010. *Uppdatering av "Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp"*.
- NATURVÅRDSVERKET 2013. *Hållbar återföring av fosfor* – Naturvårdsverkets redovisning av ett uppdrag från regeringen.
- NATURVÅRDSVERKET 2015a. Miljöövervakningsdata. Screening av miljögifter. <http://dvss.ivl.se/DataSelect.aspx>.
- NATURVÅRDSVERKET. 2015b. *Statistik A–Ö*. <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/> (2016-06-24)
- NOHRSTEDT, H.-Ö. & WESTLING, O. 1995. *Miljökonsekvensbeskrivning av STORA SKOG:s gödslingsprogram*. Aneboda, Sverige: IVL Institutet för vatten- och luftvårdsforskning.
- NORDIN, A. C., OLSSON, J. & VINNERÅS, B. 2015. Urea for sanitization of anaerobically digested dewatered sewage sludge. *Environmental Engineering Science*, 32, 86–94.
- NORIN, E. 2013. *För- eller efterpastörisering vid biogasanläggningar*. Sundsvall: Sweco på uppdrag av Avfall Sverige.
- NÄSLUND, B.-Å. 2015. *Skogsmarksgödsling med kväve*, rapport 2015-02. Jönköping: Skogsstyrelsen.
- PAULSRUD, B. & BALMÉR, P. 2008. *Hygienisering av slam vid Ryaverket*. Va-strategi och aquateam.
- PETERS, G. M. & ROWLEY, H. V. 2009. Environmental comparison of biosolids management systems using life cycle assessment. *Environmental Science and Technology*, 43, 2674–2679.
- POSCH, M., SEPPÄLÄ, J., HETTELINGH, J. P., JOHANSSON, M., MARGNI, M. & JOLLIET, O. 2008. The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13, 477–486.
- RENOU, S., THOMAS, J. S., Aoustin, E. & PONS, M. N. 2008. Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA. *Journal of Cleaner Production*, 16, 1098–1105.
- Revaq 2016. Revaq, *Renare vatten – bättre kretslopp*, Regler för certifieringssystemet. Utgåva 3.3. Stockholm.
- RODRIGUEZ-GARCIA, G., MOLINOS-SENANTE, M., HOSPIDO, A., HERNÁNDEZ-SANCHO, F., MOREIRA, M. T. & FEIJOO, G. 2011. Environmental and economic profile of six typologies of wastewater treatment plants. *Water Research*, 45, 5997–6010.
- RØYNE, F., PEÑALOZA, D., SANDIN, G., BERLIN, J. & SVANSTRÖM, M. 2016. Climate impact assessment in LCAs of forest products: Implications of method choice for results and decision-making. *Journal of Cleaner Production*, 116:90–99.
- SAHLÉN, K., ANDERSSON, T. & ÅKERBACK, N. 2013. Från bioavfall till bionäring. *Hållbara kretslopp med rötning och gödsling*. Stockholm: Svenskt Vatten Utveckling, rapport 2013-24.

- SCB 2016. *Utsläpp till vatten och slamproduktion 2014. Kommunala reningsverk, massa- och pappersindustri samt viss övrig industri*. Sveriges officiella statistik, statistiska meddelanden MI22 SM1601. Statistiska Centralbyrån.
- SEPPÄLÄ, J., POSCH, M., JOHANSSON, M. & HETTELINGH, J. P. 2006. Country-dependent characterisation factors for acidification and terrestrial eutrophication based on accumulated exceedance as an impact category indicator. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 11, 403–416.
- SNFS 1994:2. *Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket*. Naturvårdsverkets författningssamling.
- STERNBECK, J., ÖSTERÅS, A. H. & ALLMYR, M. 2013. *Riskbedömning av fosforrika fraktioner vid återförsel till åker- och skogsmark samt vid anläggande av etableringsskikt Stockholm, Sweden*: WSP Environmental.
- STRUIJS, J., BEUSEN, A., VAN JAARSVELD, H. & HUIJBREGTS, M. A. J. 2009. Aquatic Eutrophication. In: GOEDKOOPE, M., HEIJUNGS, R., HUIJBREGTS, M.A.J., DE SCHRYVER, A., STRUIJS, J., VAN ZELM, R. (ed.) *ReCiPe 2008 A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation factors*. Första utgåvan.
- SVANSTRÖM, M., FRÖLING, M., JOHANSSON, K. & OLSSON, M. 2004. *Livscykelanalys av aktuella slamhanteringsmetoder för Stockholm Vatten*. Stockholm Vatten.
- SVANSTRÖM, M., FRÖLING, M., OLOFSSON, M. & LUNDIN, M. 2005. Environmental assessment of supercritical water oxidation and other sewage sludge handling options. *Waste management & research*, 23, 356–366.
- SWEDISH STANDARDS INSTITUTE 2006a. *Miljöledning – Livscykelanalys – Krav och vägledning*, ISO 14044:2006.
- SWEDISH STANDARDS INSTITUTE 2006b. *Miljöledning – Livscykelanalys – Principer och struktur*, ISO 14040:2006.
- SVENSKT VATTEN 2013. *Slamanvändning och strategier för slamanvändning*. Solna.
- THINKSTEP 2015. GaBi Professional database.
- TIDESTRÖM, H., ALVIN, L., JENNISCHE, U. & HULTMAN, B. 2009. *Forsforutvinning ur avloppsslam. Teknik-, miljö-, hälso- och climateffekter*. Stockholm, Sweden: Sweco Environment AB (på uppdrag av Naturvårdsverket).
- TUMLIN, S., GUSTAVSSON, D. & BERNSTAD SARAIVA SCHOTT, A. 2014. *Klimatpåverkan från avloppsreningsverk*. Bromma, Sverige: Svenskt Vatten Utveckling rapport 2014-2.
- VAN ZELM, R., HUIJBREGTS, M. A. J. & VAN DE MEENT, D. 2009. USES-LCA 2.0-a global nested multi-media fate, exposure, and effects model. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14, 282–284.

- WANG, N. Y., SHIH, C. H., CHIU, P. T. & HUANG, Y. F. 2013. Environmental effects of sewage sludge carbonization and other treatment alternatives. *Energies*, 6, 871–883.
- WEIDEMA, B. P., BAUER, C., HISCHIER, R., MUTEL, C., NEMECEK, T., REINHARD, J., VADENBO, C. O. & WERNET, G. 2013. *The ecoinvent database: Overview and methodology, Data quality guideline for the ecoinvent database version 3*, www.ecoinvent.org.
- WILLÉN, A., RODHE, L., JÖNSSON, H. & PELL, M. 2013. Comparison of reduction potential of greenhouse gases from storage of sewage sludge under Swedish conditions. *1st International IWA Conference on Holistic Sludge Management*. Västerås, Sweden.
- VINNERÅS, B., NORDIN, A., FIDJELAND, J. & JÖNSSON, H. 2013. Ammonia treatment of sewage sludge – a future method for safe sludge recycling. *1st International IWA Conference on Holistic Sludge Management*. Västerås, Sweden.
- YARA 2011. Skogsgödsling och miljö. <http://www.sg-systemet.com/miljo/> (2015-10-06).
- YARA. 2015. *Skog-CAN grovgranulerad*. <http://www.yara.se/crop-nutrition/products/other/1051-skog-can-grovgranulerad/> (2015-10-06).
- YOSHIDA, H., CHRISTENSEN, T. H., GUILDAL, T. & SCHEUTZ, C. 2015. A comprehensive substance flow analysis of a municipal wastewater and sludge treatment plant. *Chemosphere*, 138, 874–882.
- YOSHIDA, H., CHRISTENSEN, T. H. & SCHEUTZ, C. 2013. Life cycle assessment of sewage sludge management: A review. *Waste Management and Research*, 31, 1083–1101.
- ÅSTRAND, N. 2011. *Hygienisering av slam vid Kungsängsverket*. Stockholm, Sweden: Sweco Environment AB på uppdrag av Uppsala vatten och avfall AB.
- ÖSTERÅS, A. H., ALLMYR, M. & STERNBECK, J. 2015. *Screening of organic micropollutants in sewage sludge amended arable soils*. National environmental monitoring commissioned by the Swedish EPA. Sweden: WSP, http://www.svensktvatten.se/globalassets/avlopp-och-miljo/uppstomsarbete-och-kretslopp/revaq-certifiering/naturvardsverket-rapport-screening-of-organic-pollutants-in-sewage-sludge-amended-arable-soils_151124-2.pdf.

Appendix 1

Räkнемall för datainsamling för EasyMining. Karaktäriseringsresultat för omräkningen för de olika kemikalierna togs från Gabi Professional database (visas ej här).

[illegible]



Box 14057 • 167 14 Bromma
Tfn 08 506 002 00
Fax 08 506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se