

Klimatpåverkan från avloppsreningsverk

Susanne Tumlin

David Gustavsson

Anna Bernstad Saraiva Schott



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:

Agneta Granberg (m), ordförande	Göteborgs Stad
Daniel Hellström, sekreterare	Svenskt Vatten
Henrik Aspegren	VA SYD
Per Ericsson	Norrvatten
Tove Göthner	Sveriges Kommuner och Landsting
Per Johansson (s)	Gävle kommun
Stefan Johansson	Skellefteå kommun
Henrik Kant	Göteborg Vatten
Lisa Osterman	Örebro kommun
Kenneth M. Persson	Sydvatten AB
Lars-Gunnar Reinius	Stockholm Vatten AB

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:	Klimatpåverkan från avloppsreningsverk
Title of the report:	Carbon footprint for wastewater treatment plants
Författare:	Susanne Tumlin, Gryaab; David Gustavsson, VA SYD; Anna Bernstad Saraiva Schott, VA-teknik, Lunds Tekniska Högskola
Rapportnummer:	2014-02
Antal sidor:	68
Sammandrag:	Ett användarvänligt och lätthanterligt verktyg för avloppsreningsverk att själva beräkna sin klimatpåverkan har tagits fram i detta projekt. Tre delar finns, där beräkningsverktyget utgör den första. En rapportdel utgör den andra delen, där det diskuteras systemgränser och antaganden som gjorts i verktyget, och en manualdel utgör den tredje delen som syftar till att vägleda användaren av verktyget.
Abstract:	A user friendly tool for the wastewater treatment plants to calculate the carbon footprint by themselves has been developed in this project. There are three parts; the calculation tool is the first part. A report is the second part, where the system boundaries and the assumptions made in the calculation tool are discussed, and a manual is the third part which is meant to guide the user of the calculation tool.
Sökord:	Klimatpåverkan, avloppsreningsverk, beräkningsverktyg, systemgräns
Keywords:	Carbon footprint, wastewater treatment plants, calculation tool, system boundary
Målgrupper:	Personal vid svenska avloppsreningsverk
Omslagsbild:	Ryaverket i Göteborg med Göta Älv i bakgrunden. Foto: Bergslagsbild AB (2011)
Rapport:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2014
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB
Om projektet	
Projektnummer:	12-120
Projektets namn:	Utveckling av verktyg för beräkning av avloppsreningsverkens klimatpåverkan
Projektets finansiering:	Svenskt Vatten Utveckling, Gryaab, VA SYD

Förord

Vår förhoppning är att detta projekt kan underlätta ett aktivare arbete bland svenska avloppsreningsverk för att i första hand beräkna och i andra hand minska klimatpåverkan från verksamheten.

Det är viktigt att understryka att klimatpåverkan endast är en av de många typer av miljöpåverkan som är relevanta att ta hänsyn till i samband med avloppsvattenrening. Självklart måste verksamheten bedrivas så att bidrag till övergödning och ekotoxicitet minimeras. På dessa områden finns det dock idag ofta en strukturerad uppföljning samt rikt- och gränsvärden som verksamheten måste förhålla sig till. Liknande strukturer saknas i relation till klimatpåverkan. Därför kan detta verktyg fylla en viktig funktion i ett uppföljnings- och förbättringsarbete. Det bör poängteras att verktyget främst ska användas för internt bruk och att jämförelser med andra avloppsreningsverk ska göras med försiktighet och endast efter det att användaren försäkrat sig om att verktyget använts på samma sätt i de verk som jämförs.

Projektet har genomförts i samarbete med en referensgrupp bestående av Jes la Cour Jansen (LTH), Håkan Jönsson (SLU), Magnus Arnell (Urban Water Management AB) och Peter Balmér (VA-strategi). Rapportförfattarna vill tacka referensgruppen för deras engagemang och de många insiktsfulla kommentarer och synpunkter som de bidragit med under projektets gång. Rapporten innehåller även fallstudier från avloppsreningsverk, ett stort tack riktas till de personer som har bidragit med data från respektive reningsverk: Andreas Thunberg och Michael Medoc på Käppalaförbundet, Thomas Guildal på Spildevandscenter Avedøre och Maria Nordlund på UMEVA. Rapportförfattarna vill även tacka Svenskt Vatten Utveckling som möjliggjort genomförandet av detta projekt.

18 december 2013

Susanne Tumlin, Gryaab

David Gustavsson, VA SYD

Anna Bernstad Saraiva Schott, VA-teknik, Lunds Tekniska Högskola

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	6
Summary	7
1 Introduktion	8
1.1 Syfte	8
1.2 Resultatmål	8
1.3 Effektmål	9
1.4 Avgränsningar	9
2 Metodik för beräkning av klimatpåverkan	10
2.1 Livscykelanalysmetodik – grunden för klimatpåverkansberäkningar	10
2.2 Vilka emissioner är relevanta?	11
2.3 Ekvivalensfaktorer	11
2.4 Begrepp och delmoment.....	12
3 Tidigare studier av klimatpåverkan från avloppsreningsverk	15
4 Verktyg för bestämning av klimatpåverkan från avloppsreningsverk	18
4.1 Systemgränser – inkluderade och exkluderade processer	18
4.2 Definition av funktionell enhet.....	20
5 Ingående parametrar och antaganden i verktyget	22
5.1 Direkta emissioner – vattenfas.....	22
5.2 Direkta emissioner – slamfas	24
5.3 Uppströmsprocesser	25
5.4 Nedströmsprocesser	26
6 Fallstudier	45
6.1 Resultat.....	45
6.2 Känslighetsanalys.....	49
7 Diskussion kring verktygets användbarhet och brister ...	54
Referenser	56
 Bilagor	
1 Resultat från känslighetsanalyser, tabell.....	64
2 Resultat från känslighetsanalyser, diagram.....	65
3 Manualdel (fristående del)	
4 Beräkningsverktyg (fristående del)	

Sammanfattning

Avloppsvattenrening kan enligt FN:s klimatpanel IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) utgöra en signifikant källa för utsläpp av metan (CH_4) och lustgas (N_2O), samt indirekta växthusgasutsläpp genom en hög energi- och kemikalieanvändning. Ett första steg för att minska klimatpåverkan från avloppsreningsverk är att öka kunskaperna kring hur stor klimatpåverkan enskilda verk ger upphov till och vilka processer som står för den största delen av denna påverkan. Därefter kan förbättringsstrategier skapas och jämförelser mellan olika verk göras.

Detta projekt syftar till att skapa ett användarvänligt och lätthanterligt verktyg för att förbättra avloppsreningsverks möjligheter att själva beräkna sin klimatpåverkan, sätta upp mål och följa upp förbättringsåtgärder.

I denna rapport beskrivs och diskuteras de systemgränser och antaganden som gjorts i verktyget. Resultaten presenteras i ton koldioxidekvivalenter och relateras till ett antal olika enheter, till exempel per inkommande kilo kväve ($\text{kg CO}_2\text{e}/\text{kg N}_{\text{tot}}$ -inkommande). Rapporten innehåller även fyra fallstudier där klimatpåverkan från avloppsreningsverk med olika processer och villkor beräknas och diskuteras. De största bidragen till klimatpåverkan i de fyra fallstudierna var energianvändning, emissioner från avloppsvattenrening (metan- och lustgasemissioner samt respiration av fossil kolkälla) och slamhantering. Resultaten från fallstudierna visar även att vilken funktionell enhet antalet ton koldioxidekvivalenter relateras till kan vara av stor betydelse för de slutsatser som dras, särskilt vid jämförelse mellan avloppsreningsverk. Då det idag saknas en samsyn kring vilken enhet som är att föredra, presenteras resultaten i beräkningsverktyget i relation till flera olika funktionella enheter.

Baserat på en rad känslighetsanalyser diskuteras även effekten av de antaganden som gjorts i verktyget. Dessa visar att antaganden kring vilka litteraturvärden som används för lustgas- och metanemissioner från biologiska processer i avloppsvattenreningen och i recipienten kan få stor påverkan på verkets totala klimatpåverkan. Dessutom har antaganden om elens produktion stor påverkan på slutresultatet.

En begränsning i verktyget är att användare endast kan välja mellan ett visst antal olika användningsområden för de produkter och restprodukter som alstras vid verken. De alternativ som inkluderats i verktyget är avsedda att avspegla hanteringen i flertalet svenska avloppsreningsverk. Inte heller alla kemikalier som används vid avloppsreningsverk finns representerade i verktyget, men möjlighet finns för användaren att själv lägga in emissionsfaktorer för kemikalier.

Summary

Wastewater treatment is highlighted in the United Nations' Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) guidelines for national greenhouse gas inventories due to its emissions of methane (CH_4) and nitrous oxide (N_2O) and because of its high energy- and chemical use. A first step to decrease the carbon footprint from wastewater treatment plants is to increase the knowledge about the climate impact of individual wastewater treatment plants and which processes are dominating. Comparisons between plants can thereafter be done and strategies to improve the carbon footprint can be created.

This project aims to create a user friendly tool to improve the possibility for wastewater treatment plants to calculate their carbon footprint by themselves and thereafter set goals to decrease the climate impact of the treatment plant.

The report describes and discusses the system boundaries and the assumptions in the calculation tool. The results are presented in tons of carbon dioxide equivalents and are related to a number of different functional units, for example per influent kg nitrogen ($\text{kg CO}_{2e}/\text{kg N}_{\text{tot}}$ -influent). The report also includes four case studies where the carbon footprint at wastewater treatment plants with different processes and discharge limits has been calculated and discussed. The largest contributors to the carbon footprint in the four case studies were energy use, emissions from wastewater treatment (methane- and nitrous oxide emissions and respiration of fossil carbon source) and sludge handling. The case studies also show that the parameter which the resulted tonnes of carbon dioxide equivalents are related to can have a significant impact for the conclusions that are drawn, especially when comparisons are made between treatment plants. Today there are no obvious consensus about which unit is preferred, therefore several units are listed in the calculation tool.

A number of sensitivity analyses made it possible to discuss the effect of the assumptions in the calculation tool. These show that assumptions regarding nitrous oxide and methane emissions from the biological processes at the wastewater treatment plant and in the recipient can have a large impact on the carbon footprint. Assumptions about how the electricity used at the plant is produced also effects the result a lot.

A limitation in the calculation tool is that the user only can choose between a certain number of alternatives for the handling of products and by-products that are created at the plants. The options that are included in the tool are meant to reflect the handling at most of the Swedish wastewater treatment plants. Not all of the chemicals used at wastewater treatment plants are represented in the calculation tool either, however the user have the opportunity to add emission factors for chemicals used at the specific plant.

1 Introduktion

FN:s klimatpanel, the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), omnämner avloppsreningsverk som en signifikant källa för direkta växthusgasutsläpp (metan och lustgas) (IPCC, 2006a). Avloppsreningsverken är dessutom energi- och kemikalieintensiva, vilket också ger upphov till klimatpåverkan. Energiinnehållet i avloppsvatten, både i form av organiskt material och i form av värme, är dock så gott som alltid högt nog för att täcka den mängd energi som används i reningsprocessen (Wett et al., 2007). Då avloppsreningsverken idag i de allra flesta fall köper in energi för att klara energibehovet för avloppsvattenreningen, finns det därför potential att minska klimatpåverkan från energianvändningen vid avloppsreningsverk. Ett första steg är att öka kunskaperna kring hur stor klimatpåverkan avloppsreningsverk ger upphov till och vilka processer som står för den största delen av denna påverkan. Därefter kan jämförelser mellan olika verk göras och förbättringsstrategier skapas.

1.1 Syfte

Detta projekt syftar till att skapa ett användarvänligt och lätthanterligt verktyg för att förbättra avloppsreningsverks möjligheter att själva beräkna sin klimatpåverkan, sätta upp mål för förbättringar samt följa upp förbättringsåtgärder.

1.2 Resultatmål

Ett Excelbaserat verktyg har utvecklats för att beräkna avloppsreningsverks klimatpåverkan. VerktYGets målgrupp är framför allt personal vid svenska avloppsreningsverk, men en engelsk version har också tagits fram vilket öppnar för fler än svenska användare. VerktYGtet är kopplat till Svenskt Vatten Utvecklings (SVU) arbete på kvalitetsförbättringsområdet då en stor del av de indata som behövs i verktYGtet kan hämtas direkt från de nyckeltal som föreslagits i rapporten SVU2011:15 (Balmér & Hellström, 2011). Projektet kan därmed ses som en fortsättning av detta kvalitetsarbete, där nyckeltalen sätts i ett sammanhang och kombineras med data som möjliggör beräkning av klimatpåverkan. VerktYGtet presenteras detaljerat i denna rapport som även inkluderar fyra fallstudier där användningen av verktYGtet demonstreras. Fallstudierna visar hur de resultat som genereras kan användas för att identifiera processer med särskilt stor klimatpåverkan och därmed bidra till verkens förbättringsarbete. En manual har också tagits fram som förklarar hur verktYGtet kan användas.

1.3 Effektmål

På ett mer övergripande plan syftar projektet till att öka branschens medvetenhet kring klimatfrågor och avloppsreningsverkens klimatpåverkan. Projektet kan ligga till grund för ett ökat intresse för jämförelsestudier (benchmarking) på detta område och därmed ökad vilja till förbättringar inom branschen.

1.4 Avgränsningar

Verktyget är statistiskt så till vida att de emissioner som uppstår vid avloppsvattenrening beräknats på årsbasis. Verktyget inkluderar både processer som sker under reningsprocessen samt uppströms- och nedströms processer¹. De processer som inkluderats i verktyget är avsedda att täcka de som idag används vid nordiska avloppsreningsverk. Dessa presenteras i detalj i denna rapport.

¹ Dessa begrepp förklaras utförligt i kapitel 2-4.

2 Metodik för beräkning av klimatpåverkan

2.1 Livscykelanalysmetodik – grunden för klimatpåverkansberäkningar

Klimatpåverkansberäkningar har sin bakgrund i livscykelanalysmetodik. Livscykelanalys (LCA) är en väl beprövad metodik för beräkning av miljöpåverkan från produkter och processer/system under hela deras livscykler (Wiedmann et al., 2008). Den standardiserade metoden beskrivs i ISO 14040/44, 14025 och 14064. Ett arbete pågår för tillfället för att utveckla en metodik specifikt för beräkning av klimatpåverkan från produkter. Denna standardiserade metodik (ISO 14067) förväntas offentliggöras under 2014 (ISO, 2013a). Flera brister har dock pekats ut i tidigare LCA-relaterade ISO standarder. Bland annat erbjuder de rum för tolkning i allokeringsprocesser (dvs. fördelning av miljöpåverkan från processer där flera produkter produceras samtidigt) och hantering av produktions-/behandlingsanläggningar och andra kapitalvaror² (Wiedmann et al., 2008). ISO-standarderna är även mycket generell och därför har en rad handböcker och vägledande dokument utkommit under senare år som beskriver hur LCA-metodik kan tillämpas inom olika områden.

Exempelvis har EU-organet Joint Research Center (JRC) nyligen publicerat en handbok i LCA-metodik för avfallshantering (JRC, 2011) och liknande publikationer har gjorts av la Cour Jansen et al. (2007) och Bjarnasdottir et al. (2002). Publikationer inom avloppsvattenreningsområdet har under senare år tagits fram, bland annat i Storbritannien (UKWIR, 2012) och Nederländerna (Frijns, 2011). Dessa publikationer är dock i hög utsträckning anpassade efter de förhållanden som gäller för avloppsreningsverk i Storbritannien respektive Nederländerna, särskilt vad gäller användning av producerad biogas och slamhantering. I Danmark har den danska föreningen DANVA (Dansk Vand- og Spildevandsforening) tagit fram en guide riktad till personal vid danska avloppsreningsverk för beräkning av CO₂-emissioner (DANVA, 2012), den ger dock inte förslag till systemgränser eller rekommendationer vad gäller emissionsfaktorer. Några handböcker anpassade för svenska förhållanden finns inte tillgängliga i dagsläget och heller inte något beräkningsverktyg.

Internationellt sett används ofta den engelska termen ”carbon footprint assessment” för att tala om klimatpåverkansberäkningar. Detta begrepp använt på avloppsreningsaktiviteter ska dock inte förväxlas med begreppet ”water footprint assessment” som används för att kvantifiera användning av och potentiell påverkan på olika typer av vatten relaterad till en produkt eller process/system³ (ISO, 2013b).

² Med kapitalvaror avses här till exempel fordon som används vid transporter, uppgraderingsanläggningar, med mera.

³ Översatt från den engelska definitionen av water footprint assessment; compilation and evaluation of the inputs, outputs and the potential environmental impacts related to water of a product, process or organization (ISO, 2013b).

2.2 Vilka emissioner är relevanta?

Trots att termen enbart refererar till kol kan även andra klimatpåverkande emissioner än koldioxid (CO_2) innefattas i beräkningar av *carbon footprints*. Wiedmann och Minx (2007) menar att termen *carbon footprint* endast borde användas i relation till just koldioxidemissioner med växthusgaspåverkan. Samma författare visade dock att flertalet studier på området använder termen som ett mått på växthusgaspåverkan som orsakas av även andra gaser, och som omräknats till koldioxidemissioner. Vid beräkningar av växthusgaspåverkan från en viss process eller produkt måste det därför inledningsvis klargöras vilka emissioner som anses relevanta och som därmed kommer att beaktas respektive inte beaktas.

I relation till avloppsvattenrening är det av största vikt att även inkludera andra växthusgaser, framför allt metan (CH_4) och lustgas (N_2O) utöver koldioxid (CO_2), då dessa är vanligt förekommande emitterade växthusgaser på avloppsreningsverk. I föreliggande studie och det beräkningsverktyg som presenteras inkluderas emissioner av växthusgaserna koldioxid, lustgas och metan eftersom dessa gaser antas vara de mest relevanta i detta sammanhang. Det exkluderas därmed andra gaser, däribland kolfluor-föreningar (CFC, HCFC, HFC och haloner) som förvisso har en mycket stark klimatpåverkan, men där emissionerna från avloppsvattenrening antas vara obefintliga.

Biogena koldioxidemissioner, det vill säga sådana som uppkommer vid förbränning av icke-fossil biomassa (biogas, träpellets, grot, etc.) inkluderas oftast inte i LCA-studier och inte heller i denna rapport. Detta är i linje med IPCC:s rekommendationer på området (IPCC, 2007).

2.3 Ekvivalensfaktorer

Ekvivalensfaktorer används för att erhålla den totala påverkan inom olika miljöpåverkanskategorier, så som växthuseffekt, försurning eller övergödning. Med hjälp av ekvivalensfaktorerna kan emissioner av olika slag läggas ihop. I vissa fall förekommer en rad olika ekvivalensfaktorer. Övergödningspotentialen kan till exempel anges antingen som N-ekv. eller PO_4^{3-} -ekv. När det gäller den potentiella klimatpåverkan (Global Warming Potential, GWP) används i princip uteslutande koldioxidekvivalenter (CO_{2e}) och relateras till IPCC:s rekommendationer på området. Ekvivalensfaktorn har dock också en tidsdimension som speglar hur långlivad växthusgasen är i atmosfären samt över vilken tidsperiod som klimatpåverkan ska räknas. Eftersom metan är mycket mindre långlivad än koldioxid så minskar dess relativa påverkan om ett utsläpp av metan ses i ett 100-års perspektiv jämfört med om det ses ur ett 20-års perspektiv (IPCC, 2013) (tabell 2-1).

Tabell 2-1 Ekvivalensfaktorer (CO_2 -ekvivalenter) för växthusgaser beaktade i denna studie i relation till olika tidsrymder (IPCC, 2013).

Ämne	Uppehållstid i atmosfären (år)	GWP 20 år	GWP 100 år
CO_2	100	1	1
CH_4	12	86 (kg CH_4 /kg CO_2)	34 (kg CH_4 /kg CO_2)
N_2O	144	268 (kg N_2O /kg CO_2)	298 (kg N_2O /kg CO_2)

Då de ekvivalensfaktorer som gäller utifrån ett 100-årsperspektiv idag används bland annat för nationella rapporteringar av klimatpåverkan till FN inom ramen för den internationella klimatkonventionen UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change) (UNFCCC, 1992), är det också dessa som används i verktyget samt i denna rapport.

2.4 Begrepp och delmoment

Då klimatpåverkanberäkningar bygger på LCA-metodik innebär det att många av de delmoment och begrepp som används i LCA-sammanhang även används för beräkning av klimatpåverkan. Dessa presenteras och förklaras nedan i relation till hur de hanterats i beräkningsverktyget som utvecklats inom ramen för detta projekt. En genomförandeprocess åskådliggörs i figur 2-1.

2.4.1 Systemgräns

En systemgräns är en avgränsning av ett system i tid och rum. Kortfattat kan en systemgräns ses som en skiljelinje mellan ett system och dess omgivning. Inom LCA-metodiken utgör systemgränsen skiljelinjen mellan de faktorer som inkluderas och som hänsyn tas till i miljövärderingen och de som lämnas utanför och inte beaktas. Hur systemgränserna sätts har ofta en avgörande betydelse för resultatet av studien. De systemgränser som används i det verktyg som tagits fram inom detta projekt beskrivs i figur 4-1.

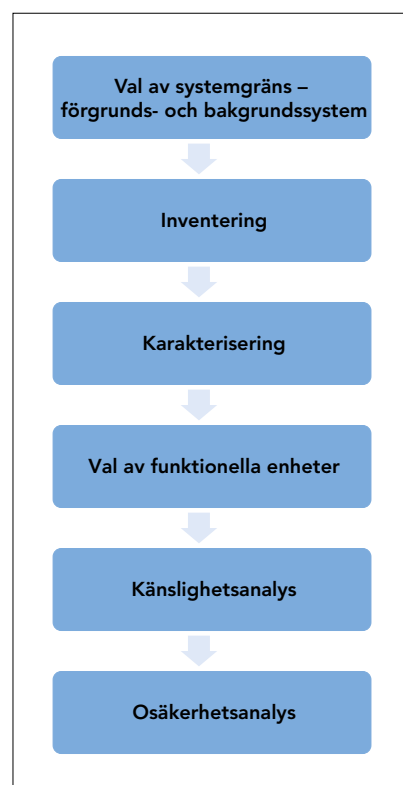
2.4.2 Förgrunds- och bakgrundssystem

För att återspegla den totala klimatpåverkan av en produkt eller process måste både direkta och indirekta emissioner av växthuspåverkande gaser innefattas i analysen. Inom LCA-metodik delas dessa ofta in i förgrunds- och bakgrundssystem.

- Förgrundssystem:
 - Direkta emissioner som uppstår i det undersökta systemet, inklusive transporter.
- Bakgrundssystem:
 - Indirekta emissioner som uppstår vid tillverkning av produkter eller energibärare som används i processen (uppströmsemissioner).
 - Indirekta emissioner som uppstår vid hantering av de restprodukter som processen ger upphov till (nedströmsemissioner).

2.4.3 Inventering

Inventeringsfasen (engelska *Life-Cycle Inventory*, LCI) är den del av LCA-arbetet som oftast är mest tidskrävande. Här samlas all data in som behövs i analysen. Indata i analysen utgörs ofta av en blandning av platsspecifika data och data som hämtas från litteratur eller databaser, så som EcoInvent, en kommersiell databas som kontinuerligt uppdateras och som ofta används i LCA-studier (EcoInvent Center, 2013). De platsspecifika data som tas fram för användning i det beräkningsverktyg som presenteras här är alltså en del av inventeringsarbetet. I vissa fall saknas dock platsspecifika data och



Figur 2-1
Genomförandeprocess för framtagandet av beräkningsverktyget i detta projekt.

litteraturvärden måste då användas. Att hitta representativa litteraturvärden kan dock också vara tidskrävande. För att underlätta användningen av verktyget har detta arbete redan genomförts och presenteras som förvalda värden i verktyget som kan användas där platsspecifika värden saknas.

2.4.4 Karakterisering

För att omvandla de data som tas fram i en inventering till en analys av miljöpåverkan krävs att inventeringsdata multipliceras med ekvivalensfaktorer. Denna procedur kallas för karakterisering (engelska *Life-Cycle Impact Assessment*, LCIA). I relation till klimatpåverkan används oftast IPCC:s metod för omvandling av växthusgaser till det standardiserade måttet koldioxidekvivalenter (se tabell 2-1 ovan). Det är i LCA-sammanhang vanligt att använda ekvivalensfaktorer som åskådliggör gasens klimatpåverkan i ett 100-årsperspektiv (GWP_{100}) (Bakas et al., 2012). För andra tidsperspektiv används dock andra värden (tabell 2-1 ovan). I det verktyg som presenteras här görs detta automatiskt i relation till ett 100-årsperspektiv.

2.4.5 Funktionell enhet

En funktionell enhet är den enhet till vilken all miljöbelastning kvantifieras. I en jämförande studie är det viktigt att den valda funktionella enheten är densamma i alla jämförda system. Den behöver dock inte vara identisk i relation till till exempel använt material för att uppnå samma funktion. Ett exempel på detta är att 0,25 kg plast och 0,5 kg glas kan vara jämförbara funktionella enheter om de båda används som dryckesförpackningar för att förvara och transportera 5 liter dryck, och den funktionella enheten är uttryckt som just ”förpackning av 5 liter dryck”.

I relation till avloppsvattenrening finns en rad olika möjligheter att definiera den funktionella enheten, till exempel:

- Personekvivalenter (pe)⁴.
- Flöde (m³).
- Avskiljning av en specifik mängd N, P eller COD.
- Belastning av en specifik mängd N, P eller COD.

Det råder ingen internationell enighet kring vilket av dessa mått som är att föredra vid denna typ av studier och olika mått används i olika tidigare genomförda studier (Gaterell et al., 2005; Haas et al., 2008; Foley et al., 2010; Rodriguez-Garcia et al., 2011).

2.4.6 Känslighetsanalys

Känslighetsanalyser kan användas för att undersöka vilka delar av en livscykelanalys eller klimatpåverkansberäkning som är av störst vikt för slutresultatet. I många fall kan en stor del av miljöpåverkan härledas till några få processer i ett större system. I vissa fall finns mycket tillförlitliga data att tillgå som indata i beräkningarna. I andra fall finns inga data att tillgå och antaganden behöver göras. Genom att förändra de antaganden som gjorts,

⁴ Med personekvivalent avses här 70 g BOD₅/(dygn och person) i inkommande avloppsvatten.

kan användaren testa hur stora förändringar detta får på beräkningens slutresultat och därmed hur känsliga slutresultaten är i relation till gjorda antaganden. På detta sätt undersöks vilka processer som är mest betydande för den totala miljöpåverkan och mer resurser kan läggas på att få in tillförlitlig data på dessa processer.

2.4.7 Osäkerhetsanalys

Utöver en känslighetsanalys bör också en osäkerhetsanalys göras i vilken kvaliteten på de data som förts in i livscykelanalysen analyseras. I vissa fall kan den indata som används i en livscykelanalys vara förknippad med stora variationer. Generellt sett används vanligen ett medelvärde, men skillnaden mellan min- respektive maxvärde kan vara stor. I en osäkerhetsanalys kan olika värden läggas in för att undersöka hur de påverkar slutresultaten i analysen. Osäkerhetsanalyser kan användas för att undersöka robustheten i resultaten från en livscykelanalys eller klimatpåverkansberäkning. Ändras inte hierarkin mellan två jämförda alternativ om min- respektive maxvärden används så är detta ett tecken på hög robusthet i analysen.

3 Tidigare studier av klimatpåverkan från avloppsreningsverk

Under de senaste åren har växthusgasemissioner från avloppsvattenrening beskrivits i ett antal vetenskapliga publikationer. En översikt av några av de mest tongivande presenteras mycket kortfattat nedan. Dessa kommer även delvis att ligga till grund för en diskussion kring de val och antaganden som gjorts i det klimatberäkningsverktyg som presenteras i denna rapport.

- Foley, J., de Haas, D., Hartley, K. & Lant, P. (2010). *Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems*. Water Research, vol. 44(5), ss. 1654–1666.

Foley et al. (2010) genomför en LCA-studie över ett antal olika reningsverkskonfigurationer. Resultaten indikerar enligt författarna på ett samband mellan ökad klimatpåverkan och avskiljning av kväve, på grund av att den förbättrade avskiljningen åstadkoms genom en ökad användning av energi och kemikalier. De drar också slutsatsen att många tekniker för kväveavskiljning har den negativa effekten att de leder till höga emissioner av lustgas, och att ökad kväveavskiljning därför kan resultera i ökad klimatpåverkan. Författarna understryker dock att osäkerheterna är stora vad gäller lustgasemissionerna från de kväveavskiljningsprocesser som utvärderats i studien. Däremot är sambandet mellan ökad rening av fosfor och klimatpåverkan svagt, trots att denna förbättrade rening till stor del åstadkoms genom ökad kemikalieförbrukning. Endast fosfat i avloppsreningsslam antas kunna ersätta mineralgödsel, i detta fall diammoniumfosfat, medan innehållet av kväve och kalium inte antas leda till någon gödselsubstitution. Därför ser författarna ett starkt samband mellan hög användning av kemikalier och möjlighet till substitution av mineralgödsel. Kolinlagring från slamhantering har enligt författarna en mycket begränsad påverkan på den totala klimatpåverkan från avloppsreningsverken. Ett samband återfanns också mellan höga halter av COD i utgående vatten och hög klimatpåverkan, eftersom författarna antagit att det organiska materialet i utgående vatten i hög utsträckning bryts ner under anaeroba förhållanden och därmed orsakar metanemissioner. Biogas som produceras genom rötning av avloppsslam antas ersätta el med en miljöprofil motsvarande den australiensiska medelelen, som till över 90 % är baserad på förbränning av kol. Biogasproduktion kan därför ge en stor positiv inverkan på klimatpåverkan för de avloppsreningsverk som ingått i studien. Den funktionella enhet som valts i studien är relaterad till kvaliteten i utgående vatten, dvs. avskiljning av en viss mängd organiskt material och näringsämnen.

- Flores-Alsina, X., Corominas, L., Snip, L. & Vanrolleghem, P. A. (2011). *Including greenhouse gas emissions during benchmarking of wastewater treatment plant control strategies*. *Water Research*, vol. 45(16), ss. 4700–4710.

Ett avloppsreningsverk med försedimentering, aktivslambehandling (fem zoner, varav två anoxiska och tre aeroba), slamförtjockning, slamrötning och avvattning är utgångspunkten för denna modelleringsstudie. Ett antal parameterförändringar modelleras och utvärderas ur flera perspektiv; klimatpåverkan, kostnader och utgående avloppsvattens kvalitet. De parametrar som utvärderas är koncentrationen av löst syre i de aeroba reningsstegen, uppehållstid i aktivslambehandlingen och tillsats av extern kolkälla. Resultaten visar bland annat på att en ofta eftersträvad energieffektivisering genom minskad tillförsel av syre i de aeroba reningsstegen kan vara kontraproduktivt ur ett klimatperspektiv, eftersom detta kan leda till ökade emissioner av lustgas. Författarna visar även på att en längre uppehållstid i aktivt slam resulterar i högre klimatpåverkan i verk som rötter avloppsslam, eftersom biogasproduktionen därmed minskar. Den funktionella enheten som använts i studien är 1 m³ renat avloppsvatten. Ingen hänsyn tas till att kvaliteten i utgående vatten varierar mellan de olika verk som ingått i studien. De systemgränser som använts i studien gör att en mängd processer som kan vara av relevans för den totala klimatpåverkan inte beaktats. Kemikalieanvändning (utöver användning av metanol som extern kolkälla) har inte beaktats. Endast transport av slam har inkluderats, varken lagring eller behandling av slam inkluderats.

- 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*, vol. 45, ss. 599–6010.

I denna studie jämförs miljöpåverkan från 24 spanska avloppsreningsverk med hjälp av LCA-metodik. Den funktionella enhet som används i studien är dels 1 m³ behandlat avloppsvatten och dels avlägsnande av näringsämnen och organiskt material, beräknat som PO₄³⁻-ekvivalenter. Studien visar att klimatpåverkan från verken ofta påverkas främst av energianvändningen i reningsprocessen och därmed återfinns ett samband mellan ett ökat avlägsnande av näringsämnen och organiskt material och en högre klimatpåverkan.

- Gaterell, M. R., Griffin, P. & Lester, J. N. (2010). *Evaluation of Environmental Burdens Associated with Sewage Treatment Processes Using Life Cycle Assessment Techniques*. *Environmental Technology*, vol. 26, ss. 231–249.

Gaterell et al. (2005) undersöker miljöpåverkan från olika typer av avloppsreningsverksutformningar med olika storlekar. Den funktionella enhet som har valts är 100 000 kg avskilt BOD₅. Studien beaktar inte emissioner av lustgas och metan från reningsprocessen eller vid slamhantering. Däremot inkluderats emissioner kopplade till produktion

och destruktion av den infrastruktur som används i reningsprocessen. Enligt studien är energianvändningen den enskilt mest avgörande faktorn för klimatpåverkan från olika behandlingsalternativ medan hantering av restprodukter (slam, rens etc.) är av mindre relevans.

- de Haas, D., Foley, J. & Barr, K. (2008). *Greenhouse gas inventories from WWTPs – the trade-off with nutrient removal*. In: Proceedings of Sustainability 2008 Green Practices for the Water Environment, Water Environment Federation, Maryland, USA.

I studien genomförs en LCA-analys av fyra australiensiska avloppsreningsverk. Resultaten presenteras både som totala emissioner per år från respektive verk samt i förhållande till inkommande flöde och inkommande mängd COD, men emissionerna relateras inte till mängden avskilt organiskt material och näringsämnen, som varierar mellan avloppsreningsverken. Analysen är baserad på indata från respektive verk samt ett antal gemensamma antaganden kring hantering av restprodukter och metanavgång från inkommande avloppsvatten, biogasprocess, biogasförbränning, löst metan i utgående slam samt från deponering och användning av slam på åkermark. Enligt studien erhålls de lägsta emissionerna från verk med försedimentering och biogasproduktion med energiutvinning. Författarna pekar dock på de stora osäkerheter som gäller flera av de antaganden som gjorts och värden som använts i studien, bland annat gällande lustgasemissioner från slam användning och mängd löst metan i inkommande avloppsvatten.

4 Verktyg för bestämning av klimatpåverkan från avloppsreningsverk

Det verktyg för bestämning av klimatpåverkan från avloppsreningsverk som tagits fram inom detta projekt presenteras i föreliggande kapitel. Här presenteras och diskuteras även de val som gjorts i förhållande till funktionell enhet och systemgränser, samt de värden som använts för processer där verkspecifik data ofta saknas.

4.1 Systemgränser – inkluderade och exkluderade processer

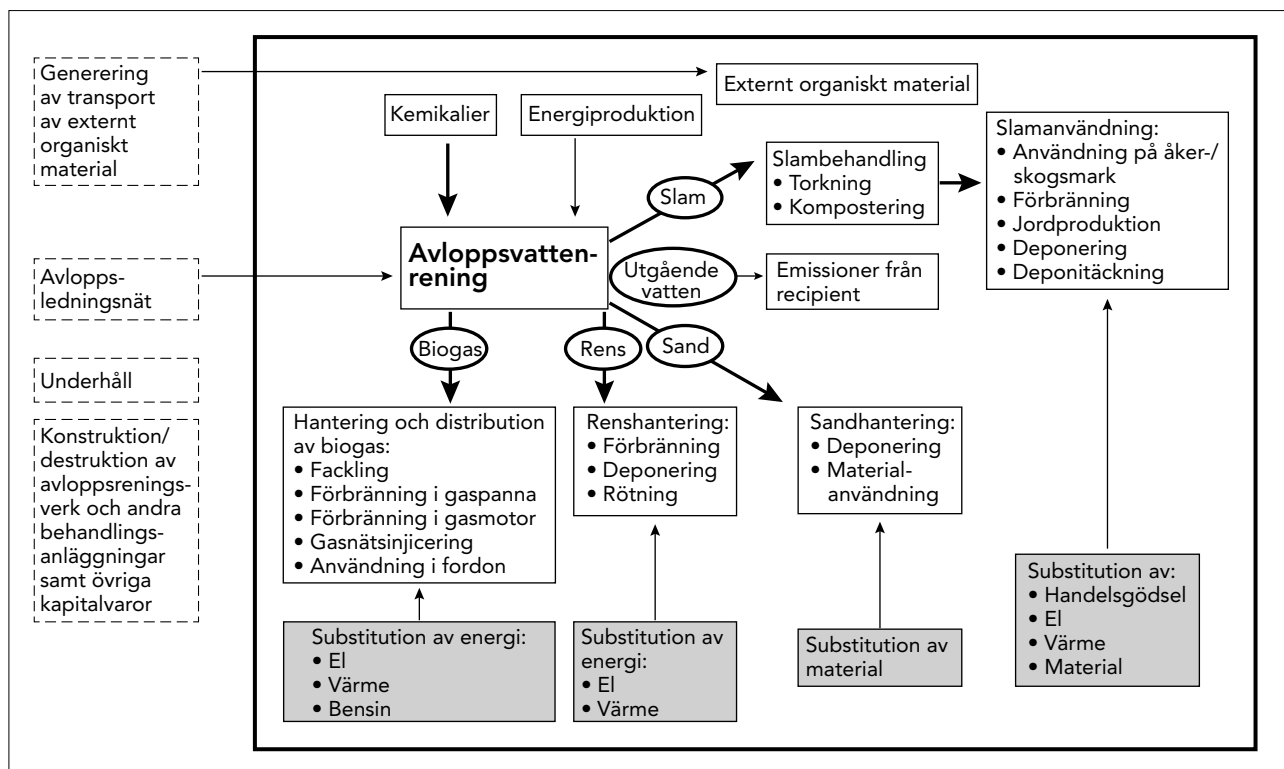
Som tidigare nämnts ska både emissioner av växthuspåverkande gaser som uppstår i förgrunds- och bakgrundssystemet innefattas i denna typ av systemstudier. I relation till avloppsvattenrening innebär det att emissioner ska uppskattas och inkluderas från tre olika delar:

1. Emissioner som uppstår vid rening på avloppsreningsverket.
2. Emissioner som uppstått vid tillverkning av kemikalier eller energibärande som används i reningen (uppströmsemissioner).
3. Emissioner som uppstår vid hantering av de slutprodukter som avloppsvattenreningen ger upphov till (nedströmsemissioner).

De systemgränser som används i verktyget åskådliggörs i figur 4-1.

Till skillnad från Foley et al. (2010) och Gaterell et al. (2005) tas ingen hänsyn till konstruktion av själva avloppsreningsverket. I Tangsubkul et al. (2005) uppgår emissioner vid konstruktionen av avloppsreningsverket till 25–38 % av den totala klimatpåverkan från avloppsvattenreningen, men beräkningarna i studien är baserade på ett modelleringsverktyg som relaterar miljöpåverkan till ekonomiska kostnader och inte faktiska emissioner. Studien inkluderar inte heller emissioner av lustgas och metan som uppstår vid reningsprocessen, vilket gör att den relativa andelen från konstruktionen av reningsverket blir stor. Att varken inkludera produktion eller destruktion av avloppsreningsverk och andra kapitalvaror är relativt vanligt i LCA-sammanhang, då effekterna av dessa generellt sett är små i förhållande till emissioner under driftfasen och det har därför inte heller inkluderats i detta projekt (Tillman et al., 1998; Lundin et al., 2000; Lassaux et al., 2006). Däremot är nedströmsemissioner från slamhantering inkluderade i verktyget, till skillnad från till exempel Gaterell et al. (2005) som inte inkluderat sådana i sin miljöanalys av avloppsreningsverk.

Liksom i Foley et al. (2010) och i enlighet med rekommendationer från IPCC (2006c) antas i detta projekt att 100 % av det COD som inkommer till avloppsreningsverket är icke-fossil. Detta trots att tidigare studier visat att en viss del av COD som kommer från hygienprodukter (tvålar, schampo etc.) kan vara av fossilt ursprung (Griffith et al. 2009). I en nyligen genom-



Figur 4-1 Systemgräns använd i klimatberäkningsverktyget. Den tjockare heldragna linjen omger de processer som inkluderats i verktyget. Streckande boxar anger att processen inte har beaktats i verktyget. Vita boxar anger processer från vilka emissioner beaktats. Grå boxar anger substituerade processer. Punktlistorna i boxarna anger att användaren kan välja mellan olika alternativ i respektive process. Tjocka pilar innebär att transporter inkluderats

förd studie vid fyra australiensiska avloppsreningsverk konstaterar Law et al. (2013) att mellan 4 och 7 % av det organiska kolinnehållet (mätt som *Total Organic Carbon*, TOC) var av fossilt ursprung i avloppsreningsverk som uteslutande behandlade avloppsvatten från hushåll. Andelen uppgick till 8–14 % av TOC bland avloppsreningsverk som även tog emot större mängder industriellt avloppsvatten (ca 15 % av totalt flöde). Eftersom inga liknande studier har genomförts vid svenska avloppsreningsverk försummas eventuell inkommande fossil COD i denna studie.

Vidare har hantering av slam och restprodukter som produceras i avloppsreningsverket inkluderats i verktyget. Till skillnad från de Haas et al. (2008) har därför till exempel emissioner som uppkommer vid lagring av rötslam innan slutanvändning inkluderats.

Transporter kan ha stor betydelse för resultatet av en livscykelanalys, särskilt om de är ineffektiva. Trots att många LCA-studier av avfallshantering har visat att emissioner från transporter ofta är irrelevanta sett i ett större perspektiv (se t.ex. Lee et al. [2007]) bör de inkluderas enligt gällande standarder (ISO 14000). I verktyget inkluderades därför transporter av kemikalier, producerad biogas och transport av sand och slam. Däremot inkluderades inte transporter av substituerade bränslen, mineralgödsel eller material då arbetet med att erhålla sådan information inte står i paritet med den mycket lilla påverkan dessa processer kan antas ha på slutresultatet.

El och värme som används vid avloppsvattenrening kan antingen produceras i direkt anslutning till avloppsreningsverket eller importeras i form av

fjärrvärme, gas och nätburen el. Oavsett vilket bör emissioner kopplade till produktion, transport och förbränning av det bränsle som använts beaktas i analysen. Vid produktion av el och värme från restprodukter från avloppsvattenbehandlingen bör emissioner från förbränningen av restprodukterna beaktas. I särskilda fall kan energianvändningen täckas av produktion från sol/vind, vilket resulterar i nollemissioner.

4.1.1 Användning av standardvärden

De indata som behövs för att i verktyget beräkna klimatpåverkan krävs i vissa fall även när anläggningens miljörapport skrivs medan en del indata kan behöva undersökas specifikt för klimatpåverkansberäkningen. För de senare kan det vara svårt att med begränsade resurser ta fram verkspecifika data. Därför innehåller verktyget en rad standardvärden hämtade från relevant litteratur, som kan användas när platsspecifika data saknas samt för uppströms- och nedströmsemissioner. Standardvärdena har hämtats antingen från vetenskapliga publikationer, rapporter eller från databaser kopplade till kommersiella LCA-verktyg. I samtliga fall har det eftersträvat att använda data inhämtad från skandinaviska förhållanden.

4.2 Definition av funktionell enhet

I Foley et al. (2010) definieras den funktionella enheten som ”behandling av 10 000 m³/d avloppsvatten innehållandes 5 000 kg COD, 500 kg N och 120 kg P över 20 år där restprodukterna når de krav på renhet som anges i australiensisk lagstiftning för spridning på åkermark”. Foley et al. (2010) använder därmed en kombination av en volymenhet, föroreningsnivåer samt kvalitet i utgående vatten och slam.

de Haas et al. (2008) presenterar resultat både i förhållande till inkommande flöde och inkommande mängd COD. Studien visar att resultaten från en jämförelse mellan fyra olika verk kan variera, men i detta fall bibehölls den inbördes hierarkin mellan verken till stor del (de Haas et al., 2008), vilket visar på en hög robusthet i de erhållna resultaten (se avsnittet om osäkerhetsanalyser, 2-4).

Gaterell et al. (2005) menar att den primära funktionen i avloppsreningsverket är avlägsnande av organiska ämnen och näringsämnen och att den funktionella enheten därför bör relateras till detta. Författarna använder sig själva av ”avlägsnande av 100 000 kg BOD₅” som funktionell enhet.

Rodriguez-Garcia et al. (2011) presenterar och jämför två olika funktionella enheter; dels 1 m³ behandlat avloppsvatten, dels avlägsnande av näringsämnen och organiskt material, beräknat som fosfatekvivalenter (PO₄³⁻-ekv.), och menar att den senare är den som bäst återspeglar den primära funktionen i ett avloppsreningsverk.

I Gustavsson och Tumlin (2013) används pe som funktionell enhet. Som påpekas av Balmér och Hellström (2011) finns det dock flera problem i användning av pe-begreppet vid jämförelser mellan avloppsreningsverk. Några anledningar till detta är att många verk tar emot organiska fraktioner direkt till rötchammare, till exempel fettavskiljarlam, slam från andra

avloppsreningsverk eller matavfall, vilket kan öka biogasproduktionen från verken utan att energi och kemikaliebehovet för avloppsvattenreningen påverkas i samma omfattning. Användning av antalet anslutna fysiska personer istället för pe-begreppet kan vara missvisande i fall där verk tar emot stora mängder externt slam eller industriellt avloppsvatten eller i områden med omfattande in- eller utpendling. En funktionell enhet baserad på inkommande avloppsvattenflöde skulle inte ta hänsyn till skillnader i mängden organiskt material och näring i avloppsvattnet som kan förekomma mellan olika områden eller över tid i samma område. Att basera den funktionella enheten på specifika mängder av kväve, fosfor, BOD eller COD i inkommande avloppsvatten beaktar inte att mängderna i utgående avloppsvatten kan variera, och därmed inte variationer i olika verks effektivitet i förhållande till dess primära funktion; att minimera föroreningar i recipient. Det finns alltså fördelar och nackdelar med samtliga alternativ.

I verktyget presenteras resultat på årsbasis, samt i förhållande till pe, avloppsvattenflöde, inkommande mängd kväve, fosfor och COD samt totalmängd avlägsnat kväve, fosfor och COD. Användaren kan dock även själv mycket enkelt välja att få resultaten presenterade i förhållande till andra parametrar, så som antal anslutna fysiska personer.

5 Ingående parametrar och antaganden i verktyget

5.1 Direkta emissioner – vattenfas

Direkta emissioner uppstår genom processerna på avloppsreningsverket, från hanteringen av slutprodukter samt från transporter. De direkta emissioner av växthusgaser som uppstår från avloppsvattenrening kan delas in i tre olika typer:

- Lustgasemissioner från biologisk kväveavskiljning och rejektivattenbehandling.
- Metanemissioner från biologiska processer från avloppsvattenrening (inkl. metan i inkommande avloppsvatten).
- Koldioxidemissioner vid respiration av fossila externa kolkällor.

5.1.1 Lustgasemissioner från biologisk kväveavskiljning

De processer som är mest relevanta för emissioner av lustgas uppstår i de biologiska kväveavskiljningsprocesserna, nitrifikation och denitrifikation. Vid ofullständig nitrifikation och denitrifikation kan lustgas bildas och emitteras till atmosfären. Hur stora emissionerna av lustgas blir beror på en mängd olika faktorer, men generellt verkar lustgasbildning gynnas av låga syrehalter, ackumulering av nitrit, snabba processförändringar och kolbrist (Kampschreur et al., 2009). Uppmätta lustgasemissioner varierar kraftigt mellan olika fullskalestudier.

Flera genomförda studier har mätt och redovisat lustgasutsläpp från ett flertal olika avloppsreningsverk. Chandran et al. (2010) mätte utsläpp som varierade mellan 0,01 och 1,8 % av inkommande kväve från amerikanska avloppsreningsverk. Foley et al. (2010) mätte utsläpp som varierade mellan 0,6 och 25,3 % av denitrifierat kväve från sju australiensiska avloppsreningsverk. På avloppsreningsverket Viikinmäki i Helsingfors har det under ett år (2012) genomförts kontinuerliga mätningar som visar på lustgasemissioner på 2,8 % av inkommande kväve på årsbasis (Kosonen et al., 2013). Det nederländska miljöministeriet har tidigare rekommenderat en emissionsfaktor av lustgas på 1 % av inkommande kväve (VROM, 2008) medan STOWA (2010) redovisar emissioner motsvarande 0,04–6,1 % av inkommande kväve och visar att variationerna kan vara stora mellan olika verk, men även variera stort över året från samma verk. I verktyget antas en nivå på 0,01 kg N₂O–N/kg denitrifierat kväve, baserat på Foley et al. (2010). Mängden denitrifierat kväve beräknas genom följande ekvation i verktyget:

(Inkommande mängd kväve i avloppsvatten + inkommande mängd kväve i externa organiska material) – (kväve i utgående vatten + kväveförlust i rejektivattenrening + kväve i utgående slam) × omräkningsfaktor N till N₂O.

5.1.2 Lustgasemissioner från rejektvattenbehandling

Rejektvattenbehandling med biologiska kväveprocesser har i vissa fall visat sig emittera mer lustgas än enbart huvudströmmen. Det varma och koncentrerade rejektvattnet leder till en extrem miljö med höga reaktionshastigheter och höga kvävekonzentrationer. Emissioner beror i stor utsträckning på vilken reningsteknik som använts. De tekniker som kan användas i verktyget presenteras i tabell 5-1 tillsammans med de emissioner som antagits för respektive teknik.

Tabell 5-1 Tekniker för rejektvattenbehandling samt de emissioner som antagits för respektive teknik. Värdena är enbart för reduktionen över rejektvattenbehandlingen.

Teknik	Värde	Enhet	Referens
Nitrifikation–denitrifikation i SBR (max)	0,019	kg N ₂ O/kg N _{reducerad}	Björleinius (1994)
Nitritation i SBR (med lutdosering)	0,041	kg N ₂ O/kg NH ₄ -N _{reducerad}	Gustavsson & la Cour Jansen (2011)
Nitritation–anammox i SBR med kontinuerlig luftning	0,004	kg N ₂ O/kg N _{reducerad}	Joss et al. (2009)
Nitritation–anammox i SBR med intermittent luftning	0,006	kg N ₂ O/kg N _{reducerad}	Weissenbacher et al. (2010)
Nitritation–anammox i granulreaktor	0,002	kg N ₂ O/kg N _{reducerad}	Kampschreur et al. (2009b)
Nitritation–anammox i MBBR med kontinuerlig luftning	0,007	kg N ₂ O/kg N _{reducerad}	Christensson et al. (2011)

5.1.3 Metanemissioner från biologiska processer från avloppsvattenrening

Metanemissioner uppstår i anaerob metabolism av organiskt material med hjälp av mikroorganismer. Den största delen av den metan som produceras i avloppsvattnet kommer att övergå i gasfas, men en del återstår i vattenfasen. En del av den metan som produceras kommer att oxideras i aeroba zoner i avloppsreningsverket eller vid exponerade ytor (Manfredi et al., 2011).

Om inga lokala mätningar av metanemissioner görs vid verket beräknas dessa i verktyget, baserat på litteraturdata. Metanemissioner från avloppsreningsverk har av STOWA (2010) uppskattats till 0,007 kg CH₄/kg COD i inkommande avloppsvatten. Gustavsson och Tumlin (2012) uppskattar dock denna till 0,0027 kg CH₄/kg COD baserat på data från två svenska avloppsreningsverk lokaliserade i bergrum, Henriksdal och Bromma avloppsreningsverk. Där gjordes kontinuerliga mätningar på den samlade frånluften under perioden 2010-02-24–2010-04-21, respektive 2010-08-09–2010-08-25. Reningsverken har för år 2010 och 2011 uppmätt mellan 0,0025 och 0,0028 kg CH₄/kg COD. Ett medelvärde av detta, det vill säga 0,0027 kg CH₄/kg COD är det värde som används i verktyget om lokal mätdata saknas. Båda reningsverken har mätt emissionerna från skorstenen för ventilation.

En anledning till de lägre nivåerna från svenska verk kan vara en lägre temperatur på avloppsvattnet i Sverige jämfört med Nederländerna, som STOWA (2010) hämtat sina siffror från och som också visar på stora säsongsvariationer från nederländska avloppsreningsverk.

I verktyget antas det att metan som bildats i ledningsnätet och som är löst i vattenfasen i inkommande avloppsvatten inkluderas i eventuellt genomförda platsspecifika mätningar, eftersom de emitteras till luften när ledningen når avloppsreningsverket. Sådana emissioner antas även ingå i de data som hämtats från mätningarna på Henriksdal och Bromma avloppsreningsverk. Enligt Guisasola et al. (2008) kan sådana metanemissioner vara väsentliga och uppgå till 5–30 mg CH₄/l inkommande vatten vid 25 °C.

Tidigare studier har visat att antaganden inom detta spann kan få stora effekter på den totala klimatpåverkan från avloppsreningsverket. Enligt de Haas et al. (2008) kan dessa emissioner vid låga antaganden (5 mg/l inkommande vatten) utgöra 5–15 % av de totala växthusgasemissionerna, medan de kan stiga till över 50 % vid höga antaganden (30 mg/l). Frijns (2011) anger att även lustgasemissioner kan uppstå i ledningsnätet, men har samtidigt inte inkluderat emissioner vare sig av lustgas eller av metan i sin beräkning av den nederländska avloppsreningssektorns klimatpåverkan då det ansetts att tillgänglig data var förknippad med alltför stor osäkerhet.

5.1.4 Koldioxidemissioner vid respiration av externa kolkällor

Koldioxidemissioner uppstår vid respiration av de externa kolkällor som används i denitrifikationen. Enligt de avgränsningar som gjorts i detta projekt ska dessa koldioxidemissioner dock endast beaktas om en fossilbaserad kolkälla har använts. Mängden koldioxid som emitteras varierar beroende på typ av kolkälla. Den COD som tillförs kommer till viss del att bilda biomassa som i sin tur kan användas för metanproduktion vid rötning. I verktyget antas dock att all COD som tillsätts till sist avgår som koldioxid. Emissionerna uppgår till 1,38 kg CO₂/kg metanol och är högre för ättiksyra, etanol och isopropanol som ger 2,20 kg CO₂/kg (Gustavsson & Tumlin, 2013). När restprodukter baserade på bioråvaror används som kolkällor, till exempel etanoldrank, anses dessa koldioxidemissioner vara biogena och räknas därför inte med i den totala klimatpåverkan. Då det handlar om restprodukter inkluderas heller inte miljöpåverkan från produktionen av sådana kolkällor.

5.2 Direkta emissioner – slamfas

Växthusgasemissioner tillkommer även från metan löst i rötslammets vattenfas, det vill säga rejektvattent. Dessa har uppskattats till 20 g CH₄/m³ rejektvatten vid 35 °C av de Haas et al. (2008). Detta värde är beräknat med Henrys lag och antar att jämvikt råder mellan gas och vätskefas. Detta värde används i verktyget kopplat till mängden producerat rejektvatten.

Vid slamrötning uppstår ofta emissioner genom läckage från röttankar. Avfall Sverige genomförde år 2009 en översyn av metanläckaget från sju svenska avloppsreningsverk med biogasproduktion. Resultaten från studien visar på mycket stora variationer; från nära 0 till nära 8 % metanläckage av producerad metan i de verk som ingick i studien (Avfall Sverige, 2009). I studien ingick dock även metanemissioner från avvattning och lagring av rötrest samt fackling av den biogas som inte används för energiutvinning. Att använda dessa värden i verktyget skulle därför innebära en dubbelräkning av vissa emissioner, eftersom metanavgång från både fackling av biogas samt lagring av slam redovisas separat i verktyget. Gunnarsson et al. (2005) presenterade värden från mätningar av metanemissioner från två svenska röttningsanläggningar för organiskt avfall. I denna studie presenteras emissionerna separat för olika delar av röttningsprocessen. Enligt denna studie motsvarar emissionerna av metan från röttkammaren (uppmätt vid bräddavlopp, omrörare axelfästning och säkerhetsventiler) 0–0,2 % av den totala mängden producerad metan. Emissionerna från avvattningen uppgår

enligt samma studie till 0–0,1 %. Trots att dessa värden är hämtade från anläggningar för rötning av organiskt avfall och inte avloppsslam, antas de vara representativa för svenska slamröttningsanläggningar och medelvärdet 0,15 % av total metanproduktion är det värde som används i verktyget i de fall då platsspecifika data på metanläckage från rötkammare saknas. Det bör dock påpekas att detta värde är förknippat med stora osäkerheter.

5.3 Uppströmsprocesser

5.3.1 El, värme och kyla

Vid värdering av miljöeffekterna från elanvändning kan det antingen relateras till marginalelen eller medelelen egenskaper. Marginalelen utgörs av den sist utnyttjade elproduktionen som i varje ögonblick utnyttjas. Med begreppet medel menas istället att produktionen av varje kWh el fördelar sig enligt den sammansättningen som den totala kraftproduktionen har i ett visst system. Detta system kan vara nationellt eller till exempel en region som har ett sammankopplat elnät eller styrsystem kring elproduktion, till exempel genom handel med utsläppsrätter. Val mellan data som återspeglar användning och substitution av medel respektive marginalel kan ha mycket stor påverkan på resultaten från en livscykelanalys (Mathiesen et al., 2010). Av stor betydelse är också de antaganden som görs kring systemgränserna för elproduktion och vilka tekniker för elproduktion som antas ligga på marginalen. Ett vanligt förekommande antagande är att marginalelen är den som produceras till högst rörlig kostnad. Eftersom de rörliga kostnaderna i detta sammanhang också ofta avspeglar miljöpåverkan, görs ofta också antagandet att de utgörs av de mest förorenande teknikerna. I ett lite längre perspektiv måste det dock även tas hänsyn till nyinvesteringar. Eftersom det inte är troligt att nyinvesteringar kommer att ske inom de tekniker som är dyrast och mest förorenande, är det mer troligt att marginalinvesteringar kan härröras till mindre förorenande och billigare tekniker. Både Mattsson et al. (2003) och Kimming och Sundberg (2011) antar att marginalelen inom EU på sikt kommer att vara naturgasbaserad med 30 % förnybart år 2020. Detta antagande kan från ett svenskt perspektiv även ses som en kompromiss mellan en användning av medel eller marginalel, då emissionerna från naturgasbaserad el med 30 % förnybar el (0,35 kg CO₂/kWh el) ligger mycket nära ett medelvärde av vad som idag ofta antas vara en kortsiktig marginalproduktion, nämligen kolkraftsel (0,75 kg CO₂/kWh el), och den svenska medelelen (0,01 kg CO₂/kWh el) (Elforsk, 2008).

När det gäller värme ser situationen annorlunda ut. Ofta sker värmeproduktion i direkt anslutning till området där den används. Även i områden med fjärrvärme så är dessa långt ifrån lika vidsträckta som de flesta elnät. Gode et al. (2011) har sammanställt data för samtliga de bränslen som används för fjärrvärmeproduktion i Sverige idag och kommit fram till att den genomsnittliga växthusgaspåverkan från 1 kWh värme uppgår till 0,089 kg CO₂/kWh värme. I verktyget används värden från Gode et al. (2011) för använd och substituerad värme. Ett flertal alternativa emissionsfaktorer för lokalproducerad el och värme baserad på vindkraft, solenergi, geo-energi, bioenergi, naturgas samt olja (eldningsolja E01) också anges i

verktyget. Användaren kan också ange ett eget värde för koldioxidemissioner från värmeproduktion om sådan kan erhållas genom lokal värmeleverantör.

Enligt Atterhög (2008) går det åt 0,22 MWh el för att producera 1 MWh fjärrkyla, detta värde har använts i verktyget.

5.3.2 Transporter

På transportsidan ser situationen ut på ett liknande sätt som i fallet med elproduktion. Här kan det antas att biogas som produceras i avloppsreningsprocessen används för att substituera en mix av bränslen som representerar den som används nationellt eller regionalt i nuläget. Det går också att anta att alla förnybara drivmedel som produceras används för att ersätta fossila drivmedel. Då Sverige antagit mål om att uppnå en fossiloberoende transportsektor år 2030 (Regeringen, 2008) så antas i verktyget att all producerad biogas som används inom transportsektorn ersätter 100 % bensin, baserat på Gode et al. (2011).

5.3.3 Kemikalier

Växthusgasemissioner från produktion av ett antal kemikalier som kan används vid avloppsvattenrening har sammanställts i verktyget. Utöver de kemikalier som har tagits upp i verktyget kan användaren även lägga till ytterligare kemikalier om växthusgasemissioner från produktionen av dessa är kända. Transporter av kemikalier till avloppsreningsverken inkluderas också i verktyget, dock endast den sista transporten från grossist/lager till verket. Dessa avstånd kan vara tidskrävande att undersöka. För att underlätta för användare innehåller verktyget i flera fall även information om den geografiska placeringen av respektive leverantörs lager. Användaren kan utifrån detta göra ett överslag av transportavståndet från denna till den egna reningsanläggningen. Det har även antagits att kemikalietransporter sker med en 40 tons lastbil och bränsleförbrukningen för denna har använts, 3 liter/mil (Andersson, 2005).

5.4 Nedströmsprocesser

Många av de nedströmsprocesser som inkluderats i verktyget leder både till att växthusgaser genereras men också att de undviks, till exempel genom att produkter uppkomna i avloppsreningen används för att ersätta fossila energibärare eller mineralgödsel. De processer som inkluderats presenteras nedan. En uppdelning görs inom varje avsnitt mellan *genererade emissioner* och *undvikna emissioner*.

5.4.1 Användning av biogas

De alternativ för användning av biogas som ges i verktyget är följande:

- Direkt förbränning i gasmotor eller gaspanna.
- Användning som fordonsbränsle.
- Gasnäinjektion med påföljande förbränning eller användning som fordonsbränsle.
- Fackling och kallfackling.

Direkt förbränning av biogas

Genererade emissioner

Direkt förbränning av biogas kan göras i gasmotor eller gasturbin för produktion av el och värme eller i gaspanna för värmeproduktion. Emissioner av både metan och lustgas kan uppkomma vid förbränningen. Brown et al. (2010) anger emissionerna till 0,003 kg CH₄ och 0,004 g N₂O/kg CH₄ som förbränns. Foley et al. (2010) anger högre värden: 0,034 kg CH₄ och 1,56 g N₂O/kg CH₄, medan Fruergaard och Astrup (2010) antar emissionerna av metan till 0,023 kg CH₄/kg CH₄ som förbränns, men att inga emissioner av lustgas uppstår. De värden som används i verktyget är baserade på Brown et al. (2010) och används både för gasmotor och för gaspanna. Samma värden används även vid fackling.

Undvikna emissioner

De emissioner som undviks är alternativ produktion av värme och el, baserat på Gode et al. (2011). Det är viktigt att påpeka att både emissioner som uppstår direkt vid produktionen av el och värme, men även de som uppstår vid produktionen av de bränslen som används för dessa processer är inkluderade.

Användning av biogas i fordon

Genererade emissioner

För att använda biogas som fordonsgas krävs enligt gällande regler i Sverige en uppgradering till en metanhalt på 97 % (Biogasportalen, 2013). Uppgraderingen kan ske med en rad olika tekniker. Energi- och kemikalieförbrukning samt metanförbrukning varierar mellan olika tekniker. I de fall där verkspecifik data finns att tillgå bör denna användas. Om verkspecifik data saknas kan värdena i tabell 5-2 användas som indata i verktyget.

Tabell 5-2 *Energianvändning och metanförbrukning vid användning av olika uppgraderingsmetoder för biogas (inkl. komprimering).*

Teknik	Energi-användning**	Referens	Metanutsläpp	Referens
Kemisk adsorption	0,15 kWh/Nm ³	Urban et al. (2008)	0,4%	Avfall Sverige (2009)
PSA*	0,25 kWh/Nm ³	Urban et al. (2008)	1,5%	Avfall Sverige (2009)
Vattenskrubber	0,25 kWh/Nm ³	Urban et al. (2008)	3,1%	Avfall Sverige (2009)

* PSA = Pressure Swing Adsorption.

** I samtliga fall relaterat till volym renad biogas.

Emissioner av växthusgaser från användning av biogas i fordon uppstår då en liten del av gasen inte förbränns i motorn samt om lustgas bildas vid förbränningen. Data som används i verktyget är baserat på Fruergaard och Astrup (2010). I fall där ingen tankstation finns i direkt anslutning till produktionsplatsen krävs komprimering och transport av gas till tankställe. I verktyget finns data som beskriver växthusgasemissioner från energianvändning som är förknippad med dessa processer där användaren själv kan lägga in data för transportavstånd från produktionsanläggning till tankställe.

Undvikna emissioner

Det antas att det är 100 % fossila bränslen inom transportsektorn på marginalen, vilket innebär att biogas ersätter produktion och användning av bensin i passagerarfordon, baserat på Gode et al. (2011).

Gasnätinjektion

Genererade emissioner

Om biogas injiceras på det gasnät som idag finns i sydvästra Sverige krävs både uppgradering och propantillsats. Propan tillsätts för att spetsa gasen så att den når samma värmevärde som den naturgas som distribueras i nätet. Värmevärdet i uppgraderad biogas uppgår till 9,8 kWh/Nm³, medan värmevärdet i den gas som distribueras i naturgasnätet är 11,0 kWh/Nm³. Till uppgraderad biogas måste 8 volym-% propan tillsättas för att nå naturgaskvalitet (Benjaminsson et al., 2009). Mängden propan som krävs varierar beroende på kväveinnehållet i den uppgraderade gasen. Om den tillsatta mängden propan är känd kan denna anges direkt i verktyget. Om mängden är okänd baseras tillsatsen på litteratordata. Här antas att en tillsats på 0,146 kg propan krävs per Nm³ uppgraderad biogas (Benjaminsson et al., 2009). Spetsningen kräver en energiinsats på 0,001 kWh/Nm³ uppgraderad biogas (Benjaminsson et al., 2009). Klimatpåverkan från produktion av propan har antagits till 602 kg CO_{2e}/kg, baserat på data från EcoInvent Database 2.0.

Undvikna emissioner

Vid gasnätinjektion kan biogasen användas både som fordonsbränsle eller som ersättning för naturgas inom stad och industri samt för el- eller värmeproduktion. Vid användning inom transportsektorn görs samma antaganden som ovan. Vid ersättning av naturgas baseras emissionsdata för produktion och användning av naturgas i gasmotor och gaspannor på Gode et al. (2011). Då även den propan som tillsats innan gasnätinjektion används för att substituera annan energiproduktion, inkluderas den energiproduktion som propantillsatsen leder till i den mängd energi som substitueras.

Fackling och kallfackling

Genererade emissioner

Fackling används för att minska miljöpåverkan från emissioner av metan vid tillfällen då den producerade gasen av någon anledning inte kan utnyttjas på något annat sätt. Samma värden för emissioner av lustgas och metan används vid fackling av biogas som vid förbränning i gaspanna eller gasmotor (Brown et al., 2010).

Vid kallfackling, det vill säga direktutsläpp av biogas till atmosfären anger användaren mängden Nm³ per år detta har skett. Mängden multipliceras sedan med halten metan i biogasen och omvandlas till koldioxidekvivalenter.

5.4.2 Transporter av slam, rens och sand

Transporter utgör generellt sett en mycket liten del av den totala klimatpåverkan från denna typ av system, men bör beaktas i den utsträckning som är möjlig med en begränsad arbetsinsats. Transportavstånd kan läggas in i verktyget. Användaren kan även välja mellan antaganden om fordonets

maxlast (40 eller 60 ton) och utifrån det har en bränsleförbrukning (3 eller 4,5 liter/mil) använts baserad på Andersson (2005). Emissionsfaktorer för produktion och användning av diesel i tunga fordon har hämtats från Gode et al. (2011).

5.4.3 Lagring av slam

Genererade emissioner

Under lagring av slam kan emissioner av metan uppstå. Emissioner av kväveföreningar kan också uppstå, vilket kan minska slammets fördelar som gödningsmedel.

Metanemissioner

Faktorer som påverkar metanproduktionen är bland annat mängden nedbrytbart organiskt material i slammet, lagringstemperatur och tid.

Gabriel et al. (2003) studerade metanemissioner vid lagring av rötat matavfall i Danmark. Mätningar genomfördes över en tidsperiod av 2 500 timmar, det vill säga drygt tre månader. Metanproduktionen per timme varierade enligt resultaten starkt vid olika temperaturer, från 0,00025 Nm³/ton VS vid 5 °C till 0,0025 Nm³/ton VS vid 22 °C. Detta utgör mellan 2,3 och 23,2 % av den totala restmetanpotentialen om en metanproduktion från slam på 350 Nm³/ton VS (Davidsson et al., 2007) och en utröttningsgrad på 50 % antas. I verktyget antas en lagringstemperatur på 15 °C, vilket enligt Gabriel et al. (2003) ger en metanemission på 0,0007 Nm³/(ton VS × h), motsvarande 6,5 % av den totala restmetanproduktionen vid ett års lagring.

Både Flodman (2002) och Gabriel et al. (2003) har visat att metanemissionerna vid lagring av rötat avloppsslam avtar starkt med tiden, särskilt vid högre lagringstemperaturer. I verktyget antas dock att de genomsnittliga emissioner som uppstår vid en lagringsperiod av 2 500 timmar även är representativa vid längre lagringstider.

Lustgasemissioner

Även emissioner av lustgas kan uppstå vid lagring av slam. Kirkeby et al. (2005) anger att emissionerna av lustgaskväve från slamlagring uppgår till 0,5 % av N-tot under fyra månader baserat på Hüther et al. (1997). Flodman (2002), föreslår en emissionsfaktor på 2,1 kg N₂O-N/ton TS lagrat slam över ett år. Willén et al. (2011) anger en långt lägre nivå, motsvarande 0,4 kg N₂O-N/ton TS slam som lagrats utan täckning i ett år, samt att emissionerna av lustgaskväve uppgår till 1,1 % av det totala kväveinnehållet i slammet. Emissionsfaktorn som används i verktyget baseras på Willén et al. (2011).

Emissioner av ammoniak ger ingen direkt klimatpåverkan, men minskar kväveinnehållet i rötslammet och därmed mängden mineralgödsel som kan ersättas med hjälp av slam. Ammoniakemissionerna har tidigare uppmätts till mellan 1,5 och 17 % av totalkväve av Hüther et al. (1997) och mellan 2 och 10 % av totalkväve av Henriksen et al. (1995). I verktyget antas 4 % av totalkväve, baserat på Sommer et al. (2001). Ammoniakemissioner leder dessutom till indirekta emissioner av lustgas. Enligt IPCC (2006b) kan dessa variera stort och produktionen av indirekt lustgas kan uppgå till mellan 0,2 och 5 % av det kväve som emitterats som ammoniak. I verktyget används

den emissionsfaktor för indirekta lustgasemissioner från luftburna kväveförluster som föreslås av IPCC (2006b), det vill säga 0,01 kg N₂O–N/kg N som emitterats som ammoniak.

Emissionerna av metan och kväveföreningar under lagringstiden kommer även att minska mängden kol och kväve som finns kvar i slammet för användning. Då det antas att flertalet avloppsreningsverk inte mäter innehållet av kol och näringsämnen både före och efter lagring, är det i verktyget automatiskt beräknat innehåll av kol och näringsämnen efter lagring baserat på litteraturvärden från Gabriel et al. (2003) respektive Kirkeby et al. (2005) och Willén et al. (2011).

5.4.4 Behandling av slam

Enligt SCB (2011a) uppgick slamproduktion från 402 svenska avloppsreningsverk till cirka 203 500 ton TS år 2010. Produktion av anläggningsjord är det största avsättningsområdet, motsvarande 32 % av den totala nettoproduktionen. Spridning på jordbruksmark är den näst största kategorin (25 %), tätt följd av deponitäckning (20 %). Förbränning och spridning på skogsmark utgör cirka 1 % vardera. Rapportering av slamhantering med hjälp av vassbädd rapporteras inte som en separat kategori i SCB:s statistik i nuläget (SCB, 2011a) eftersom vassbädden kan ses som ett långtidslager. De alternativ för slamdisponering som berörs i verktyget är följande:

- Spridning på åkermark.
- Förbränning av avvattnat eller torkat slam.
- Deponering.
- Deponitäckning.
- Vassbädd.
- Jordproduktion.
- Torkning och därefter användning som gödsel.
- Kompostering och därefter:
 - Åkermark.
 - Jordproduktion.
 - Deponering.
 - Deponitäckning.

Samtliga dessa alternativ leder till emissioner av växthusgaser, men kan även resultera i minskade växthusgasemissioner genom substitution av energibärare, mineralgödsel eller andra material. Då avloppsreningsverk sällan har data över dessa processer föreslås användning av litteraturvärden för att illustrera både genererade och undvikna emissioner av växthusgaser till följd av slamhantering. De värden som föreslås presenteras och diskuteras nedan uppdelat på genererade emissioner och undvikna emissioner.

Spridning på åkermark

Genererade emissioner

Enligt IPCC (2006b) uppstår emissioner av lustgas vid applicering av organiskt gödsel på åkermark. Emissionerna kan delas upp i direkta och indirekta (en följd av ammoniak- och nitratemissioner). De direkta lustgasemissionerna kan enligt IPCC (2006b) uppgå till 0,3–3 % N₂O–N av applicerad

mängd kväve i slammet, medan de indirekta emissionerna kan uppgå till 0,2–5 % N_2O-N av det kväve som avgår som ammoniak och nitrat från slammet. Det föreslagna värdet för direkta lustgasemissioner är satt till 1 % N_2O-N av IPCC (2006b). Johansson et al. (2008) anger något lägre direkta emissioner av lustgas; mellan 0,013 och 0,64 % av kvävet i applicerat rötat slam. I verktyget används de värden som presenteras av IPCC (2006b) för direkta emissioner av lustgas.

Evaporationen av ammoniak och läckaget av nitrat kan enligt IPCC (2006b) uppgå till mellan 0,05 och 0,5 kg/kg N i applicerade organiska gödningsmedel. Värdet 0,2 kg/kg N presenteras som rekommenderat värde och används också i beräkningsverktyget. För emissioner från mineralgödsel anges intervallet 0,03–0,3 kg kväve i form av ammoniak och nitrat per kg kväve, med ett föreslaget värde på 0,1 kg, vilket också är det som används i verktyget.

Enligt Contin et al. (2012) kan det inte mätas någon ökning i mängden metanemissioner från åkermark där det tillsätts röttslam i måttliga mängder. Först vid en giva av 75 ton slam/ha och år uppstår en signifikant skillnad mellan mark där slam tillsats och ett kontrollområde. IPCC anger inte heller några förvalda värden för sådana emissioner, i verktyget har det därför antagits att metanemissionerna är försumbara både från röttslam och mineralgödsel.

Undvikna emissioner

- Kvävesubstitution. Hur stor andel av kvävet i rötat slam som är växttillgängligt och därmed kan anses substituera mineralgödsel, beror på en rad olika faktorer, så som när på året spridningen görs och valet av grödor (Jönsson, 2013). Resultat från fältförsök och simuleringsstudier samt antaganden som gjorts i tidigare studier varierar därför stort: Hospido et al. (2004) och Bengtsson et al. (1997) antar att 50 % av kvävet i rötat slam är växttillgängligt och därmed kan anses substituera mineralgödsel. Peters och Rowley (2009) samt Remy och Jakel (2008) däremot menar att endast 15 % respektive 30 % av kvävet i rötat slam kan ersätta mineralgödsel. Jönsson (2012) antar en nivå på 32,5 %. Enligt Johansson et al. (2008) kan nivån uppgå till 42 % medan Foley et al. (2010) uppger ett spann på 25–75 %. I beräkningsverktyget är det antaget att 32,5 % av kvävet i rötat slam kan ersätta mineralgödsel enligt Jönsson (2012).
- Fosforsubstitution. Hospido et al. (2008) samt Peters och Rowley (2008) menar båda att 70 % av fosforinnehållet i rötat slam kan ersätta mineralgödsel medan Foley et al. (2010) uppger ett spann på 25–75 %. I verktyget antas en substitutionsnivå på 70 % för fosfor när slam används på åkermark.
- Kaliumsubstitution. Inga referenser hittades där substitutionsgraden för kaliuminnehållet i slam använt på åkermark presenterats. I beräkningsverktyget används därför samma faktor (100 %) som för komposterat slam (Boldrin et al., 2009).
- Undvikna lustgasemissioner från mineralgödsel. Enligt IPCC (2006b) uppstår både direkta och indirekta emissioner av lustgas även vid

användning av mineralgödsel. Både direkta och indirekta lustgasemissioner kan enligt IPCC vara desamma som för organiska gödningsmedel (se ovan). Kväveförlusterna genom evaporation av ammoniak och läckage av nitrat från mineralgödsel har dock av IPCC satts till 0,1 kg N/kg N i applicerat mineralgödselkväve (till skillnad från 0,2 kg N/kg N i applicerat rötslam). Detta värde antas också i verktyget.

- Kolinlagring. Med den metod som valts för att beräkna effekten av olika växthusgasemissioner (GWP 100) måste det kol som finns kvar i slammet vara lagrat under en tidsperiod på minst 100 år för att kunna anses utgöra en kolinlagring. I verktyget baseras kolinlagringen på mängden VS i slammet vid spridning, det vill säga förluster under lagring beaktas. VS-mängden omräknas till kol, baserat på omvandlingsfaktorerna 1,48 kg COD/kg VS och 0,37 kg C-tot/kg COD (University of Cape Town, 1984). Här antas sedan att en viss andel av det kol som appliceras på jordbruksmark inte omsätts utan lagras över en 100-årsperiod. Omsättningen av kol i mark påverkas av en rad faktorer, bland annat temperatur och mikrobiologisk aktivitet i jorden och kan därför variera stort från område till område och dessutom påverkas av den form som kolet föreligger i slammet. I de två studier som inkluderat detta anges att variationerna kan vara stora (Foley et al., 2010; Peters & Rowley, 2009). Foley et al. (2010) hänvisar till Li och Feng (2001) samt Gibson et al. (2001) som visat på en kolinlagring på mellan 0 och 20 % av slammets initiala kolinnehåll, medan Peters och Rowley (2009) anger en nivå på 14 %. Liksom i Foley et al. (2010) görs i verktyget antagandet att 10 % av kolinnehållet finns kvar som ett kollager i jorden efter 100 år.
- Undviken mineralgödselproduktion. Tillgång till data som i generella drag beskriver klimatpåverkan från mineralgödselproduktion är begränsad. En sammanställning av de europeiska produktionsanläggningarnas klimatpåverkan gjordes 2003 av Jenssen och Kongshaug. Den visar att produktion av mineralgödsel kan leda till stora emissioner av växthusgaser. Produktionen av främst kväve är energikrävande och dessutom produceras lustgas som en restprodukt vid framställning av syntetiskt kvävegödsel. Enligt Jenssen och Kongshaug (2003) kan dock katalytisk lustgasrening reducera sådana emissioner med 70–90 %. Den svenska handelsgödselmarknaden präglas av en stark aktör, enligt uppskattningar från 2009 stod Yara AB för mellan 60 och 80 % av produktionen av den mineralgödsel som användes i Sverige (Stadskon-toret, 2010). Denna aktör har under senare år introducerat katalytisk rening av lustgas i en stor andel av sina produktionsanläggningar (Yara, 2013). Därför är det rimligt att anta att en stor andel av den mineralgödsel som ersätts av slam producerats med betydligt lägre lustgasemissioner än de som redovisades av Jenssen och Kongshaug (2003). Enligt Yara (2013) uppgår emissionerna av växthusgaser från produktion av ammoniumnitratbaserade gödselmedel (med naturgas som energikälla) som säljs i Sverige till 2,9 kg CO₂-ekvivalenter per kg kväve, vilket

endast är 55 % av den nivå som antogs av Jenssen och Kongshaug (2003). I verktyget antas emissionerna från produktion av kvävegödsel som säljs i Sverige uppgå till i genomsnitt 3,9 kg CO_{2e}/kg N, med antagandet att 60 % produceras av Yara AB och resterande produktion har en klimatpåverkan i nivå med den som antogs av Jenssen och Kongshaug (2003).

Förbränning av slam

Genererade emissioner

Slam kan antingen förbrännas enskilt (monoförbränning) eller tillsammans med andra avfallslag (samförbränning). Innan monoförbränning krävs att torrsubstanshalten i slammet är relativt hög. Enligt Lindquist (2003) krävs en TS-halt på minst 40 % för att stödbränsle inte ska behövas. Enligt Starberg et al. (1999) måste TS-halten vara något högre: 45–50 %. Avvattning ger vanligtvis en TS-halt på omkring 25 %, men högre nivåer kan uppnås med till exempel membranfilterpress eller högpresterande centrifuger. Detta gäller dock för rötat slam. För orötat slam kan en TS-halt på 25 % vara tillräcklig för att möjliggöra förbränning utan stödbränsle (Starberg et al., 1999). Om slammet torkas före förbränning kan värme från förbränningsprocessen användas för torkningen. Detta gör dock att mängden värme som kan exporteras minskar. Om extern värme används ska miljöbelastningen för denna inkluderas i klimatpåverkansberäkningen.

Vid samförbränning av slam tillsammans med fastavfall eller biobränslen fungerar dessa som stödbränslen. Inblandningsgraden av slam kan normalt uppgå till max 25 % av bränslemixen.

Elanvändningen vid förtjockning och avvattning uppgår enligt Balmér (2012) till 1,5–3 kWh/pe baserat på data från en schweizisk publikation. Det högre värdet gäller för mekanisk förtjockning och det lägre för gravitationsförtjockning. Värmeanvändningen vid torkning av slam kan uppgå till 33 kWh/pe enligt Balmér (2012). Med en antagen slamproduktion av 30 kg råslam per pe ger detta en energianvändning på 50–100 kWh/ton TS vid avvattning och 1 100 kWh/ton TS vid torkning. I verktyget antas dock att denna energianvändning ingår i den totala användning som verken rapporterar. Även vid själva förbränningen krävs en viss elinsats till följd av reglersystem och reningssystem etc. la Cour Jansen et al. (2007) har uppskattat dessa till 200 kWh/ton TS, vilket också antas i verktyget.

Vid slamförbränning kan emissioner av växthusgaser uppstå. Enligt Foley et al. (2008) bildas både metan och lustgas vid slamförbränning, medan IPCC (2006) endast anger värden för lustgasemissioner. Hur stora emissionerna är varierar beroende på vilken typ av förbränningsanläggning som används, men kan även variera stort inom de olika teknikerna (tabell 5-3). De värden som presenteras här gäller i samtliga fall för monoförbränning av slam.

I Sverige tillämpas främst två tekniker för avfallsförbränning: roster och fluidiserad bädd. I dagsläget är 75 % av de svenska förbränningsanläggningarna av rostertyp. Det har visat sig att det går att minska korrosiviteten i bio- och avfallseldade fluidbäddpannor genom additiv av röt slam eftersom detta påverkar rökgaskemin. Slamtillsats har troligen mindre effekt på roster

Tabell 5-3 Emissioner av växthusgaser vid monoförbränning av slam. Observera att emissionerna anges antingen som våtvikt eller som TS i olika källor.

N ₂ O (kg/ton TS)	CH ₄ (kg/ton TS)	Referens	Kommentar
0,1–1,53	0	IPCC (2006c) tabell 5.7	Fluidiserande bädd (UK)
0,8	0	IPCC (2006c) tabell 5.7	Fluidiserande bädd (Tyskland)
0,99	0	IPCC (2006d) tabell 5.6	Anger ej förbränningsteknik (Tyskland)
0,003	4,85×10 ⁻⁵	Foley et al. (2008)	Anger ej förbränningsteknik
N ₂ O (kg/ton våtvikt)	CH ₄ (kg/ton våtvikt)	Referens	Kommentar
0,4	0	IPCC (2006c) tabell 5.7	Roster (Japan)
0,3–1,53	0	IPCC (2006c) tabell 5.7	Fluidiserande bädd (Japan)
0,99	0	IPCC (2006d) tabell 5.6	Anger ej förbränningsteknik (Japan)
Valda värden i föreliggande rapport:			
N ₂ O (kg/ton TS)	CH ₄ (kg/ton TS)	Referens	
0,99	0	IPCC (2006d) tabell 5.6	

än i fluidiserad bädd, men forskning pågår för att undersöka hur de positiva effekterna kan uppnås även i rosteranläggningar (Gyllenhammar, 2011).

Det är därför möjligt att samförbränning av slam i svenska rosteranläggningar kan komma att öka i framtiden, vilket skulle kunna påverka även emissionerna och därmed klimatpåverkan från slamförbränning. I verktyget antas dock att förbränning sker i anläggning med fluidiserad bäddteknik, eftersom slameldning på roster är ovanligt. Det intervall som anges av IPCC (2006c) för emissioner av lustgas från sådana anläggningar är stort och de data som använts i dokumentet är gammal (1997–1999). I IPCC (2006d) rekommenderas istället värdena 0,99 kg N₂O/ton TS och 0,9 kg N₂O/ton våtvikt. Då dessa rekommendationer bygger på senare referenser (2003–2005) används dessa i verktyget. Liksom i IPCC (2006c) antas inga metanemissioner uppstå vid slamförbränningen. I enlighet med de rekommendationer som ges i IPCC (2006c) antas också de koldioxidemissioner som uppstår vid förbränning av avloppsslam vara biogena.

Vid förbränningen bildas flygaska och bottenaska i varierande proportioner, beroende bland annat på avfallstypen och vilken typ av förbränningsprocess som används. Efter förbränning återfinns fosfor i askan, som därför teoretiskt skulle kunna utnyttjas för spridning på åkermark. Flera tekniker finns för detta, men de används idag inte i kommersiell skala i Sverige och fosforavskiljning från askor har därför inte inkluderats i verktyget. Askor från slamförbränning antas deponeras eller användas som utfyllnadsmaterial i berggrum som uppstått vid tidigare gruvverksamhet, vilket idag i många fall sker med aska från förbränning av fast avfall (Astrup et al., 2009). I båda dessa fall består den största miljöpåverkan i relation till växthusgasemissioner främst i transporter. Samma antaganden kring emissioner antas vid dessa processer som vid övriga transporter som beaktas i verktyget. I verktyget antas att 100 % av askan från förbränning behöver transporteras för slutlig behandling.

Undvikna emissioner

Undvikna emissioner uppnås om slam förbränns med energiåtervinning då producerad energi används för att ersätta andra fossila bränslen. Den positiva effekten är beroende av energiinnehållet i förbränt slam samt vilka bränslen som ersätts.

Energiinnehållet i avvattnat råslam uppgår enligt IPCC (2006c) till 3,5 MJ/kg med en TS-halt på 25 % medan det uppgår till 2,5 MJ/kg för slam som har rötats och sen avvattnats till en TS-halt på 25 %. Enligt Östlund (2003) uppgår värmevärdet till 1,6 MJ/kg för avvattnat, rötat slam med en TS-halt på 25 % och 7 MJ/kg för torkat slam (60 % TS). I verktyget används värdena 3,5 MJ/kg råslam samt 2,5 MJ/kg rötat slam med en TS-halt på 25 % och 7 MJ/kg för torkat slam med en TS-halt på 60 %.

Enligt Östlund (2003) krävs ett värmevärde på minst 7 MJ/kg för att förbränning ska vara intressant. För att uppnå detta krävs torkning före förbränning. Detta innebär att verkningsgraden vid förbränning bör sättas till endast 82 % för att ta hänsyn till den energi som krävs för torkningen. Energiåtervinningen påverkas även av om energin i rökgasen återvinns genom kondensering till exempel genom en värmeväxlare eller skrubber eller genom att använda en värmepump för att kyla rökgaserna. Av stor betydelse är även huruvida den värme som alstras kan användas till exempel i form av fjärrvärme eller för industriella processer, så som torkning av slam eller liknande. I ett svenskt sammanhang finns det anledning att anta att förbränning sker med återvinning av såväl el som värme. I verktyget antas därför att slamförbränning sker med en total energiåtervinning på 82 % (vilket tar hänsyn till energiåtgången för torkning innan förbränning); 19 % som el och 63 % som värme, baserat på Östlund (2003).

Deponering av slam

Sedan den 1 januari 2005 gäller förbud mot deponering av organiskt avfall i Sverige enligt förordning (2001:512) om deponering av avfall. Detta gör att deponering av slam normalt sett inte förekommer i Sverige. Dispens kan dock sökas hos respektive länsstyrelse. Förbudet gäller inte heller för komposterat avloppsslam. Enligt Naturvårdsverkets uppföljning av deponeringsförbudet har både icke-komposterat och komposterat avloppsslam deponerats sedan förbudet infördes. Ett alternativ för slamdeponering är därför inkluderat i verktyget.

Genererade emissioner

- Metanemissioner. Deponering av slam kan resultera i emissioner av både metan och lustgas. Metanemissioner från slamdeponering kan variera stort och influeras av deponitäckningsmaterial (vilket påverkar oxidationsfaktorn), effektiviteten i eventuell gasuppsamling samt temperatur och fuktighet (IPCC, 2006c). de Haas et al. (2008) antar en emissionsfaktor på 0,0028 kg CH₄/kg TS slam. Detta värde är baserat på uppgifter som varierar mellan 0,001 till 0,089 kg CH₄/kg TS slam och osäkerheterna är därför stora (de Haas et al., 2008). I verktyget baseras därför emissionerna från deponerat slam på restgaspotentialen samt antaganden kring oxidationsfaktor och uppsamling av deponigas. Den potentiella restgasproduktionen från rötslammet uppskattas till omkring 22 Nm³ CH₄/ton deponerat rötslam (baserat på en metanproduktion från slam på 348 Nm³ CH₄/ton VS (Davidsson et al., 2007), en utrottningsgrad på 50 %, TS = 25 % och VS = 50 %).

- Lustgasemissioner. Enligt de Haas et al. (2008) uppstår även emissioner av lustgas vid slamdeponering, dessa uppgår till 0,0082 kg N₂O per kg kväve i deponerat slam, men osäkerheterna är stora då tidigare studier visat att emissionerna kan uppgå till mellan 0,002 och 0,016 kg N₂O per kg kväve i deponerat slam (de Haas et al., 2008).
- Energianvändning vid deponering. Manfredi et al. (2009) rapporterar en medelförbrukning av diesel för den dagliga verksamheten på deponin till mellan 1 och 3 liter/ton avfall (TS = 30 %). I verktyget används medelvärdet 2 liter/ton slam vilket omräknat till torrsvikt blir 6,7 liter/ton TS slam. Även el används vid deponin, bland annat för pumpning av lakvatten. Elanvändningen rapporteras i Manfredi et al. (2009) till 5–8 kWh/ton vått avfall. Även här används ett genomsnitt, 6,5 kWh/ton slam, det vill säga 22 kWh/ton TS.

Undvikna emissioner

Undvikna emissioner av växthusgaser vid deponering kan uppstå både genom uppsamling av deponigas och genom kontrollerad förbränning av deponigas med energiåtervinning. Det organiska materialet i deponerat slam kan också utgöra en kolsänka om det inte bryts ner inom den fastställda tidsmässiga systemgränsen (i detta fall satt till 100 år).

För uppskattning av mängden metan som samlas upp från deponin, används samma antaganden som ovan (för beräkning av metanemissioner). Baserat på detta samlas det upp 11 Nm³ CH₄/ton avvattnat rötslam som deponerats för energiutvinning. Uppsamlad deponigas antas användas för el- och värmeproduktion, där energiomvandlingseffektiviteten från förbränd deponigas antas till 30 % respektive 45 %, baserat på Manfredi et al. (2009). Metan- och lustgasemissionerna vid förbränning av deponigas antas vara desamma som vid förbränning av biogas, baserade på Brown et al. (2010).

Samma antaganden används i verktyget för kolinlagring genom deponi som genom kompostering och användning av slam på åkermark, det vill säga att 10 % av det kol som finns kvar i slam finns lagrat över 100 år, baserat på Foley et al. 2010. 90 % av den potentiella restgasen antas realiseras över 100 år; 50 % som koldioxid och 50 % som metan. Här antas även att gasuppsamlingsgraden uppgår till 58 % som genomsnitt över en hundraårsperiod⁵, samt att 25 % av bildad metan oxideras i täckningslagret (CCME, 2009). Detta ger en metanavgång på 0,02 kg CH₄/kg VS.

Torkning av slam för användning som gödningsmedel

Slam kan också torkas innan användning som gödselmedel, till exempel inom skogsbruket. Vid torkning av slam kan förluster av kväve förekomma. Tidigare studier har visat att dessa kan uppgå till mellan 1 och 16 % av totalkvävehalten vid torkning vid 80–120 °C (Sahlén et al., 2011). I verktyget antas förluster av 8 % av totalkvävet i slammets under torkning. Det antas dock att dessa kväveförluster inte avgår som lustgas och därmed inte direkt bidrar till ökad klimatpåverkan. Däremot minskas slammets möjlig-

⁵ 16,5 % av restgaspotentialen antas emitteras utan gasuppsamling, medan uppsamlingen antas vara 70 % för resterande produktion (CCME, 2009).

het att ersätta mineralgödsel. Här antas inga förluster av fosfor och kalium under torkningsprocessen. Då det främst är de icke-organiska formerna av kväve som försvinner vid torkning görs samma antaganden för ersättning av kväve som vid användning av kompost. Samma emissioner av ammoniak samt direkt och indirekt lustgas från användning av torkat slam som gödningsmedel antas också, baserat på IPCC (2006b). Värmeanvändningen vid torkning antas till 1 100 kWh/ton TS, baserat på Balmér (2012).

Kompostering av slam

Till skillnad från den anaeroba nedbrytningen av slam vid rötning, innebär kompostering en aerob nedbrytning och stabilisering⁶. Den färdiga komposten kan antingen användas till täckning av deponi, anläggningsjord, återställande av mark vid gruvor eller som gödningsmedel i jordbruk.

Genererade emissioner

Vid kompostering blandas ofta avvattnat slam med torrare organiskt avfall, till exempel sågspån eller bark innan kompostering. Produktionen av dessa material beaktas inte i verktyget, då de betraktas som avfall som uppkommer oavhängigt av avloppsvattenreningen. Växthusgasemissioner uppstår dock vid eventuell transport av sådant strukturmaterial till kompostanläggningen, vilket inte beaktats i verktyget.

De främsta emissionerna under kompostering består av koldioxid. I verktyget antas att 30 % av kolinnehållet i det rötade slammet avgår som koldioxid under komposteringen, ca hälften av kolinnehållet har då avgått vid rötningen. Boldrin et al. (2009) redovisar emissioner på mellan 40 och 75 % vid kompostering av matavfall, där merparten av de källor som redovisas är kring 55 %, dock utan föregående rötning.

Under komposteringsprocessen avgår även en del av kvävet i slammet som ammoniak, kvävgas och lustgas. Enligt Vogt et al. (2002) uppgår de sammanlagda kväveemissionerna till 30 % av N-tot i slammet. Tidigare uppskattningar av hur fördelningen mellan olika typer av kväveföreningar ser ut varierar. Foley et al. (2008) antar att lustgasemissionerna uppgår till 0,007 kg/ton TS. Hüther et al. (1997) uppger att lustgasemissionerna uppgår till 0–1,5 % av N-tot vid kompostering av flytgödsel. Boldrin et al. (2009) presenterar värden mellan 0,1 och 0,7 % av N-tot för öppen kompostering av matavfall medan 1,8 % av N-tot anges vid kompostering med slutna tekniker. Vogt et al. (2002) samt Kirkeby et al. (2005) antar att 2 % av de totala kväveemissionerna utgörs av lustgas vid slamkompostering. I verktyget antas emissionerna till 1 % av de totala kväveemissionerna, då detta värde ligger inom merparten av de referenser som återfunnits. Ammoniakemissionerna vid slamkompostering är i hög utsträckning avhängig luftgenomströmningen vid komposteringen och har av Boucher et al. (1999) antagits till 20 % av N-tot, vilket också antas i verktyget.

Trots att kompostering är en aerob process kan anaeroba områden uppstå, vilket kan orsaka emissioner av metan. Eventuella metanemissionerna påverkas av bland annat temperatur, teknik och tillsats av strukturmaterial. Foley et al. (2008) antar att emissionerna av metan uppgår 0,01 kg/ton TS

⁶ Dvs. minskning av mängden organiskt material i slammet.

medan Kirkeby et al. (2005) antar att metanemissionerna uppgår till 0,75 % av det totala kolinnehållet i det komposterade slammet, vilket är det värde som används i verktyget. Litteratordata sammanställs i tabell 5-4.

Tabell 5-4 Litteratordata och valda värden i relation till slamkompostering.

Referens	Total avgång av N-tot	Emissioner av NH ₃	Emissioner av N ₂ O	Emissioner av CH ₄	Emissioner av CO ₂
Boldrin et al. (2009)			0,1–0,7 % av N-tot (öppen) 1,8 % av N-tot (sluten)		40–75 % av C-tot
Vogt et al. (2002)	30 % av N-tot		2 % av totala N-emissioner		
Foley et al. (2008)			0,007 kg/ton TS	0,01 kg/ton TS	
Hüther et al. (1997)			0–1,5 % av N-tot		
Boucher et al. (1999)		20 % av N-tot			
Kirkeby et al. (2005)			2 % av totala N-emissioner	0,75 % av C-tot	
Valda värden	30 % av N-tot	66 % av totala N-emissioner	2 % av totala N-emissioner	0,75 % av C-tot	50 % av C-tot

Energianvändning för kompostering av slam beror på val av komposterings-teknik. Vid öppen kompostering används främst fordon för vändning och luftning av materialet medan slutna tekniker i högre utsträckning utnyttjar el för rotering och luftning. Energianvändning för kompostering av avloppsslam blandat med trädgårdsavfall har tidigare uppmätts till 12 liter diesel, 41 kWh elektricitet och 1,8 liter eldningsolja per ton TS komposterat material (Kirkeby et al., 2005). Dessa värden används i verktyget.

Vid användning av slutna komposteringstekniker kan biofilter användas för att minska risk för luktspridning. Biofilter kan också påverka emissionerna av växthusgaser från komposteringen. Enligt Boldrin et al. (2009) kan biofilter minska mängden metanemissioner från kompostering med mellan 33 och 100 %, När det gäller lustgasemissioner visar tidigare studier på att biofilter både skulle kunna minska dessa med hela 90 %, medan andra visat att de kan öka, i synnerhet vid höga emissioner av NH₃ (Boldrin et al., 2009). I verktyget antas dock ingen användning av biofilter, utan att alla emissioner som genereras vid komposteringen antas gå upp i atmosfären.

- Användning som gödningsmedel. Efter kompostering kan det stabiliserade slammet användas som jordförbättringsmedel och därmed ersätta mineralgödsel. Växthusgasemissioner kan uppstå vid sådan användning. Enligt Johansson et al. (2008) kan emissionerna av N₂O uppgå till 0,013 och 0,64 % av kvävet i applicerat slam, medan Bruun et al. (2005) har uppskattat dessa emissioner till 1,4–2,2 %. I likhet med Kirkeby et al. (2005) antas i verktyget att emissionerna av lustgas från användning av kompost uppgår till 1,4 % av N-tot i komposten. Liksom vid användning av biogödsel som gödningsmedel på åkermark baseras även här antagna emissioner av NH₃-N och läckage av NO₃-N samt därpå följande indirekta lustgasemissioner på IPCC (2006b).

Eftersom en del av kvävet avgått under komposteringen kommer möjligheten till ersättning av mineralgödsel med komposterat slam att vara lägre än när rötresten används. Det kvarvarande kvävet föreligger även i mindre växttillgänglig form i komposterat slam. Hospido et al. (2004) refererar till Bengtsson et al. (1997) och antar att endast 50 %

av kvävet i komposterat slam är växttillgängligt och därmed kan anses substituera mineralgödsel. Boldrin et al. (2009) konstaterar genom en mindre litteraturstudie över tidigare antaganden när det gäller substitutionsgrad av mineralgödsel med kompost från mat- och trädgårdsavfall att substitutionsgraden kan variera mellan 20 och 60 % för kväve, 90 och 100 % för fosfor och 100 % för kalium. Författaren påpekar också att dessa tidigare studier inte tar hänsyn till växternas behov av olika balanser mellan dessa tre näringsämnen. Peters och Rowley (2009) samt Remy och Jakel (2008) menar att endast 10 % av kvävet i komposterat slam kan ersätta mineralgödsel. Lundin et al. (2000) menar att 100 % av fosforinnehållet kan ersätta mineralgödsel, medan nivån enligt Hospido et al. (2004) endast uppgår till 70 %. I verktyget antas en substitutionsgrad av 30 % för kväve, 70 % för fosfor och 100 % för kalium.

Det organiska materialet i komposterat slam utgör en kolsänka om det inte bryts ner inom den fastställda tidsmässiga systemgränsen (i detta fall satt till 100 år). Samma antaganden används i verktyget som för användning av rötslam på åkermark, det vill säga att 10 % av det kol som finns kvar i komposterat slam finns lagrat över 100 år, baserat på Foley et al. (2010).

- Deponering. Här används samma antaganden som vid deponering av icke-komposterat slam, med det generella antagandet att massan och metanpotentialen reducerats med 50 % under komposteringen. Då 30 % av det totala kväveinnehållet antagits avgå under komposteringen, reduceras även antagna lustgasemissioner från deponin med 30 %.
- Användning som deponitäckning. Trots att slam är förbjudet att deponera i Sverige sedan 2005 kan komposterat slam användas som täckmaterial på deponi. Deponitäckning görs för att förhindra infiltration av vatten i avfallsdeponier och för att skapa ett oxidationslager som därmed minskar risken för metanemissioner från deponin. I verktyget antas energianvändningen vid sådan användning av komposterat slam vara likvärdig med den som antagits för slamdeponering, baserade på Manfredi et al. (2009). Här antas även att användning av komposterat slam som deponitäckningsmaterial ersätter transport och applicering av annat täckmaterial i ett förhållande av 1:1 på viktbasis. Båda dessa processer antas dock likvärdiga för slam och det material som ersätts. Eventuella effekter på metan-emissionerna från deponin vid användning av olika täckmaterial har inte inkluderats i verktyget. Emissionerna av lustgas från komposten efter applicering antas vara desamma som vid användning av kompost som gödningsmedel. Även här antas 10 % av kolet i komposten ge en kolinlagring.
- Användning som anläggningsjord. Anläggningsjord används bland annat vid anläggning av golfbanor, bullervallar och planteringar. Vid användning av komposterat slam för produktion av anläggningsjord kan det antas att slammet ersätter torv, eftersom torvpriserna ökat under senare år, samtidigt som andelen slam som används för anläggningsjord ökat (SCB, 2011b; SCB, 2010). Produktion av torv kan

ge upphov till väsentliga växthusgasemissioner. Enligt Boldrin et al. (2009) kan dessa variera mellan 550 och 1 197 kg CO_{2e}/ton torv. Andra studier har dock kommit fram till betydligt lägre nivåer (330 kg CO_{2e}/ton torv [Hagberg & Holmgren, 2008]), samt att nya tekniker möjliggjort att emissionerna kan minska ytterligare inom en snar framtid. De stora variationerna beror i hög utsträckning på typen av myrmark som brytningen sker i och val av efterbehandlingsmetod (Hagberg & Homberg, 2008).

Även när det gäller ersättningsgraden av torv med komposterat slam är variationerna stora i tidigare studier. Enligt Boldrin et al. (2009) kan 1 ton kompost ersätta 0,2–1 ton torv enligt vad som förekommit i tidigare studier, baserade på kompostering av mat- och trädgårdsavfall. I verktyget antas att växthusgasemissionerna vid torvproduktion uppgår till 400 kg CO_{2e} per ton torv och en substitutionsgrad på 0,3:1 (på viktsbas), alltså att 1 kg komposterat slam ersätter 0,3 kg torv, då strukturen i komposterat slam skiljer sig väsentligt från strukturen i komposterat trädgårdsavfall eller matavfall. Även här antas 10 % av kolet i komposten ge en kolinlagring. Det antas även att lustgas avgår, både i direkt och indirekt form, i samma utsträckning som när kompost används som gödningsmedel. Slam kan användas för produktion av anläggningsjord även utan att först komposteras. Då antas emissionerna av lustgas (direkta och indirekta) vara desamma som när slam används som gödselmedel genom direkt spridning på åkermark. Eftersom denna användning inte antas substituera någon användning av mineralgödsel så reduceras inte heller direkta och indirekta lustgasemissioner med liknande emissioner från mineralgödsel.

Vassbädd

Vassbäddar används för stabilisering, hygienisering och avvattning av avloppsslam bland annat i Trelleborg, Skövde och Sölvesborg. Med hjälp av gravitation och evapotranspiration från växterna i bäddarna minskas vatteninnehållet i slammet som därmed också minskar i volym. Slam kan normalt appliceras i bäddar under en period på 10–30 år innan bäddarna fyllts och de måste tömmas på slam och växter (Danielsson, 2010). En tidigare genomförd LCA över vassbäddar som avvattnings- och stabiliseringsmetod för avloppsslam med exempel från Danmark och Spanien används som huvudsaklig referens för de data som används i verktyget (Uggetti et al., 2012). Uppgifterna om den totala volymminskningen vid användning av vassbäddar varierar från 33 till 95 %. Om verkspecifik data finns tillgänglig kan sådan läggas in i verktyget. I annat fall kan en reduktion på 80 % antas, vilket dock är behäftat med stora osäkerheter. Denna siffra har dock relativt liten betydelse då den endast används för att beräkna emissioner från eventuell transport av stabiliserat slam vid tömning. Övriga emissioner från tömning av bäddar eller eventuellt underhåll har inte inkluderats i verktyget.

Genererade emissioner

Emissioner uppstår vid användning av elektricitet för pumpning av slam till vassbäddar samt pumpning av returvatten från bäddarna till avloppsre-

ningsverket. Emissioner av lustgas uppstår genom nitrifikation och denitrifikation i bäddarna. Mängderna beror på flera faktorer, så som relationen mellan kväve, kol och syre i bäddarna och den hydrauliska belastningen över bäddarna. I danska förhållanden uppstår en produktion motsvarande 200 mg $N_2O/(m^2 \times dag)$ i en bädd med en total yta av 5 080 m^2 som tar emot 6 600 ton slam per år (Uggetti et al., 2012). Även metanemissioner kan uppstå från bäddarna. Hur stora mängder som uppstår består bland annat på temperatur, vilka växter som används och bäddjup. I danska förhållanden uppstår en produktion motsvarande 1 000 mg $CH_4/(m^2 \times dag)$ i en bädd som tar emot 6 600 ton slam per år (Uggetti et al., 2012). Dessa emissioner antas även vara representativa för svenska förhållanden och används därför i verktyget. Emissioner uppstår också vid pumpning. Den uppgår enligt Uggetti et al. (2012) till omkring 0,1 kWh/ m^3 slam som pumpas till vassbädd, vilket också antas i verktyget om reningsverken inte inkluderat denna energianvändning i den totala energianvändningen för verksamheten.

Undvikna emissioner

Vassbäddar kan betyda besparingar av polymerer som i annat fall skulle ha använts för att reducera slamvolymen. Detta beaktas dock inte i verktyget. En stor del av de näringsämnen som finns i slammet kommer att tas upp av växterna i vassbädden. Efter användning kan slam och växter i bädden därför blandas med till exempel sand och användas för produktion av anläggningsjord. Några data på andelen näringsämnen i slam som fastnar i vassbädden och därmed skulle kunna bli växttillgängligt genom produktionen av anläggningsjord har inte påträffats. I verktyget antas därför att vassbäddarna primärt ersätter torv i anläggningsjord. Samma antaganden används som när kompost används i produktion av anläggningsjord. Även här antas att 10 % av det kol som finns kvar i slammet lagras i över 100 år, baserat på Foley et al. (2010).

5.4.5 Hantering av rens

Rens tvättas i många fall i en renstvätt innan vidare behandling. I renstvätt tvättas organiskt material bort och det rens som behandlas vidare antas därför bestå av framför allt plast, papper och textilfibrer. Tre alternativ för hantering rens finns tillgängliga i verktyget:

- Förbränning av rens.
- Deponering av rens.
- Rötning av rens.

I de fall där rens rötas, görs dessa utan initial tvätt.

Förbränning av rens

Genererade emissioner

TS-halten i rens uppgår normalt till mellan 8 och 13 %, beroende på spaltbredd i rens-galler (Bengtsson, 2013). Innan förbränning av rens kan det därför vara nödvändigt med någon typ av förbehandling för att minska vattenhalten i materialet. Ett exempel på sådan är pressning. I verktyget antas dock denna energianvändning inkluderas i den som rapporteras för

avloppsreningsverket totalt sett. Det har inte varit möjligt att finna några referenser för andelen material med fossilt ursprung i rens som genereras vid svenska avloppsreningsverk. Ett antagande måste därför göras. Andelen material av fossilt ursprung (dvs. plast och vissa textilier) i rens som förbränns antas utgöra 20 % av TS. Enligt Bjarnadottir et al. (2003) uppgår emissionerna av koldioxid vid förbränning av mjukplast till 644 g CO₂/kg. Förbränning av rens antas därför i verktyget ge upphov till emissioner på 129 kg CO₂/ton TS. Liksom vidförbränning av slam antas energiåtgången vid förbränning uppgå till 200 kWh el/ton TS, baserat på la Cour Jansen et al. (2007). Enligt Bengtsson (2013) uppgår TS-halten normalt till 40–50 % i pressat rens. Om uppgifter om TS-halt i rens som pressats inför förbränning saknas, kan värdet 40 % antas, baserat på data från Gryaab (2013). Transport till förbränning av rens inkluderas i verktyget om användaren själv anger transportavstånd till förbränningsanläggningen.

Undvikna emissioner

Liksom vid förbränning av slam genererar rensförbränning energi som kan ersätta annan energiproduktion och därmed leda till undvikna emissioner. Värmevärdet i det rens som förbränns avgörs framför allt av TS-halten. Enligt Bengtsson (2013) uppgår det lägre värmevärdet i rens med en TS-halt på 20 % till 2,05 MJ/ton, för att sedan stiga med 2,05 MJ/ton per 10 % ökande TS-halt (till exempel uppgår värmevärdet till 6,15 MJ/ton vid en TS-halt på 40 % och 8,2 MJ/ton vid en TS-halt på 50 %). Även spaltbredden påverkar värmevärdet och värdena ovan gäller för rens som fångats upp med rensfilter med en spaltbredd på 3 millimeter. Samma antaganden används för energiutvinning vid förbränning av rens som vid förbränning av torkat slam, dvs. en total energiåtervinning på 82 % varav 19 % som el och 63 % som värme, baserat på Östlund (2003).

Deponering av rens

Genererade emissioner

Då innehållet av lättnedbrytbart organiskt material i rens antas vara lågt, antas i verktyget att emissionerna av metan är försumbara. Liksom vid slamdeponering uppstår dock emissioner till följd av energianvändning på deponin. I verktyget antas dessa vara jämförliga med dem som uppstår vid slamdeponering.

Undvikna emissioner

Även deponering av rens skulle kunna resultera i undvikna emissioner av växthusgaser genom kolinlagring. Då det antas att merparten av det kol som kvarstår efter 100 år är av fossilt ursprung, och därmed inte kan antas leda till inlagring av biogent kol, har hänsyn inte tagit till eventuell kolinlagring. Någon energiåtervinning antas inte heller vara relevant. Deponeringen antas därför inte resultera i några undvikna emissioner.

Rötning av rens

Genererade och undvikta emissioner

Här antas att rens rötas tillsammans med slam och att de metanemissioner som detta leder till räknas in i dem som redovisas för slamrötning.

5.4.6 Hantering av sand

De avsättningsalternativ som tillgängliggörs i verktyget för sand som uppkommer i avloppsreningsverket är materialåtervinning och deponering.

Materialåtervinning

Sand från sandfång kan tvättas och sedan användas igen inom anläggningen, som sandning av hårdgjorda ytor vintertid eller som jordförbättringsmaterial tillsammans med andra slutprodukter från anläggningen eller externt. Återvinningen kan antas leda till minskade emissioner i samband med brytning och transporter av naturgrus. Här baseras dessa emissioner på data från Ecoinvent 2.0. Undvikna emissioner relaterade till transporter av sand som ersätts genom återvinning har inte beaktats.

Deponering av sand

I verktyget antas emissioner till följd av energianvändning på deponin vara jämförliga med dem som uppstår vid slamdeponering. Användaren kan själv ange transportavstånd till deponi.

5.4.7 Emissioner från recipient

Foley et al. (2008) har i en litteraturstudie sammanställt ett antal referenser som redovisar värden av lustgasemissioner från de recipienter som tar emot renat avloppsvatten. Enligt sammanställningen varierar dessa mellan olika typer av recipienter, dvs. vattendrag, sjö, saltvatten osv. Emissionerna varierar dock även inbördes för dessa kategorier. IPCC (2006a) rekommenderar ett värde för lustgasemissioner från utsläpp av avloppsvatten i sötvattenssystem, men anger även att dessa kan variera stort (tabell 5-5).

Foley et al. (2008) menar att lustgasemissioner på grund av kvarvarande kväve i utgående vatten är ett av de områden där störst osäkerheter råder i dagsläget och där ytterligare forskning krävs. Trots detta används värden enligt tabell 5-5 för lustgasemissioner från det kväve som går ut i recipient i verktyget.

IPCC (2006a) uppskattar de maximala emissionerna från renat avloppsvatten från hushåll till 0,25 kg CH₄/kg COD. Metankonverteringsfaktorn (dvs. hur stor andel av denna potential som förverkligas) varierar starkt beroende på behandlingsteknik och recipient. För centraliserade aeroba behandlingsanläggningar som är välskötta antas konverteringsfaktorn till 0–0,1 men 0 kg CH₄/kg COD rekommenderas som standardvärde. Även här är dock osäkerheterna stora, vilket åskådliggörs med det stora intervall som presenteras av IPCC (2006a) (tabell 5-5).

Tabell 5-5 Litteraturvärden och valda värden för emissioner av lustgas och metan i förhållande till totalmängd kväve och COD i utgående renat avloppsvatten.

Referens	Recipient	Värde	Kommentar
Foley et al. (2008)	Vattendrag/sjö	0,0003 kg N ₂ O–N/kg N	Emissioner beror främst på vattendragets längd och geometri, mängden löst syre i vattnet, mängd näringsämnen, turbiditet och temperatur.
Foley et al. (2008)	Flodmynning/delta	0,0012 kg N ₂ O–N/kg N*	Emissioner beror främst på mängden löst syre i vattnet, mängd näringsämnen, turbiditet och omblandning med kustnära vatten.
Foley et al. (2008)	Hav (<200 m djup)	0,002 kg N ₂ O–N/kg N	Emissioner beror främst på mängden löst syre i vattnet, mängd näringsämnen, sedimentaktivitet och omblandning med djupvatten.
IPCC (2006a) (del 5, tabell 6.11)	Vattendrag/sjö	0,003 kg N ₂ O–N/kg N*	Intervall 0,0003–0,16 kg N ₂ O–N/kg N anges i referensen.*
IPCC (2006a) (del 5, tabell 6.2 och 6.3)	Samtliga recipienter	0 kg CH ₄ /kg COD	Intervall 0–0,025 kg CH ₄ /kg COD anges i referensen
Valda värden			
Lustgasemissioner	Vattendrag/sjö	0,0003 kg N ₂ O–N/kg N	IPCC (2006a) (del 5, tabell 6.11)
Lustgasemissioner	Hav	0,002 kg N ₂ O–N/kg N	Foley et al. (2008)
Metanemissioner	Samtliga recipienter	0 kg CH ₄ /kg COD	IPCC (2006a) (del 5, tabell 6.2 och 6.3)

* Anges som kg N₂O/kg N i referensen.

Då emissionerna baseras på mängden utgående kväve och COD så kan dessa emissioner ses som en direkt avspiegling av verkets effektivitet i förhållande till avskiljning av dessa föroreningar.

6 Fallstudier

Fyra avloppsreningsverk valdes ut som fallstudier för att demonstrera verktyget: Käppalaverket på Lidingö i Stockholm, Ryaverket i Göteborg, Öns avloppsreningsverk i Umeå och Spildevandscenter Avedøre i Hvidovre (Danmark). Dessa verk valdes då de skiljer sig åt i flera avseenden som kan vara intressanta utifrån ett klimatpåverkansperspektiv. I korta drag kan sägas att Käppala använder sig av traditionell rening med aktivt slam, Ryaverket använder sig delvis av efterdenitrifikation med extern kolkälla medan Öns avloppsreningsverk inte har någon kväveavskiljning. Vid Avedøre förbränns slam, till skillnad från de svenska avloppsreningsverken vars slam används i huvudsak till jordproduktion, deponitäckning och på jordbruksmark. En översikt av respektive verk återfinns i tabell 6-1.

Tabell 6-1 Nyckeldata för de reningsverk som ingår i fallstudien.

Verk	Storlek (pe* och flöde**)	Primär rening	Sekundär rening	Tertiär rening	Typ av energiförsörjning	Biogashantering	Slamhantering	Mottaget externt organiskt material
Käppalaverket	428 000 pe 5 936 m ³ /h	Försedimentering	Kemisk fosforfällning. Biologisk fosforavskiljning (36 %) samt nitrifikation och denitrifikation i aktivt slam.	Sandfilter	All använd el köps, all värme produceras internt.	Produktion av värme för internt bruk samt uppgradering och användning som fordonsbränsle.	Rötning och användning av rötslam som gödselmedel på jordbruksmark (44 %) samt deponitäckning efter kompostering (234 %) och jordproduktion (4 %).	
Ryaverket	756 000 pe 15 991 m ³ /h	Försedimentering	Kemisk fosforfällning. Högbelastat aktivt slam med fördenitrifikation, nitrifikation i biobäddar och efterdenitrifikation i MBBR.	Skivfilter	All använd el och värme köps. Värmeväxling av utgående avloppsvatten för försäljning som fjärrvärme.	Uppgradering och användning som fordonsbränsle efter injektion på gasnät.	Rötning och användning av rötslam för jordproduktion (43 %), deponitäckning 14 % samt användning som gödselmedel på jordbruksmark efter kompostering (6 %) och jordproduktion efter kompostering (36 %).	Ca 900 ton TS fettavskiljarslam, livsmedelavfall från industri och storkök.
Öns reningsverk	114 000 pe 1 656 m ³ /h	Förluftning och försedimentering	Ingen utökad kväveavskiljning, högbelastat aktivt slam och kemisk fosforfällning.	Klor-kontaktbassäng	All använd el köps, all värme produceras internt.	Produktion av värme för internt bruk samt för försäljning av fjärrvärme.	Rötning och användning av rötslam som sluttäckning av deponi (100 %).	Ca 500 ton TS obehandlat slam från närliggande reningsverk som avvattnas och rötas på Öns reningsverk.
Avedøre reningsverk	197 000 pe 2 660 m ³ /h	Försedimentering	Biologisk fosforavskiljning, nitrifikation och denitrifikation i aktivt slam. Kemisk fosforfällning.		Ungefär hälften av el användningen och all värmeanvändning täcks av egen produktion.	Produktion av el och värme för internt bruk.	Torkning och förbränning (100 %).	

* Uträknat i verktyget där pe = 70 g BOD₅ per ansluten person och dygn ** Som medel per timme över året.

6.1 Resultat

Samtliga verk som har ingått i fallstudien har nettoemissioner av växthusgaser (tabell 6-2). De dominerande utsläppen är framför allt emissioner som uppstår vid avloppsvattenreningen samt emissioner relaterade till verkens energianvändning (figur 6-1).

På Käppala och Ryaverket leder användningen av biogas till reduktion av klimatpåverkan. När biogas används som substitution av el eller fordonsbränsle har detta en mycket stor positiv påverkan på resultatet medan användning för substitution av värme inte ger lika stor effekt. På Ön förbrändes 58 % av all producerad gas i en värmepanna och resterande gas facklades under det studerade året vilket istället gav en liten ökning av växthusgasemissionerna. På Avedøre användes i princip all biogas till egen produktion av värme, vilket ger en avsevärd minskning av den relativa andelen som kommer från energianvändning. Däremot redovisas ingen reduktion av klimatpåverkan under kategorin biogasanvändning, utan den lilla klimatpåverkan som redovisas där (relativ andel 2 %) kommer från metan- och lustgasemissioner vid förbränning av biogas i gaspanna samt från biogasläckage i anläggningen.

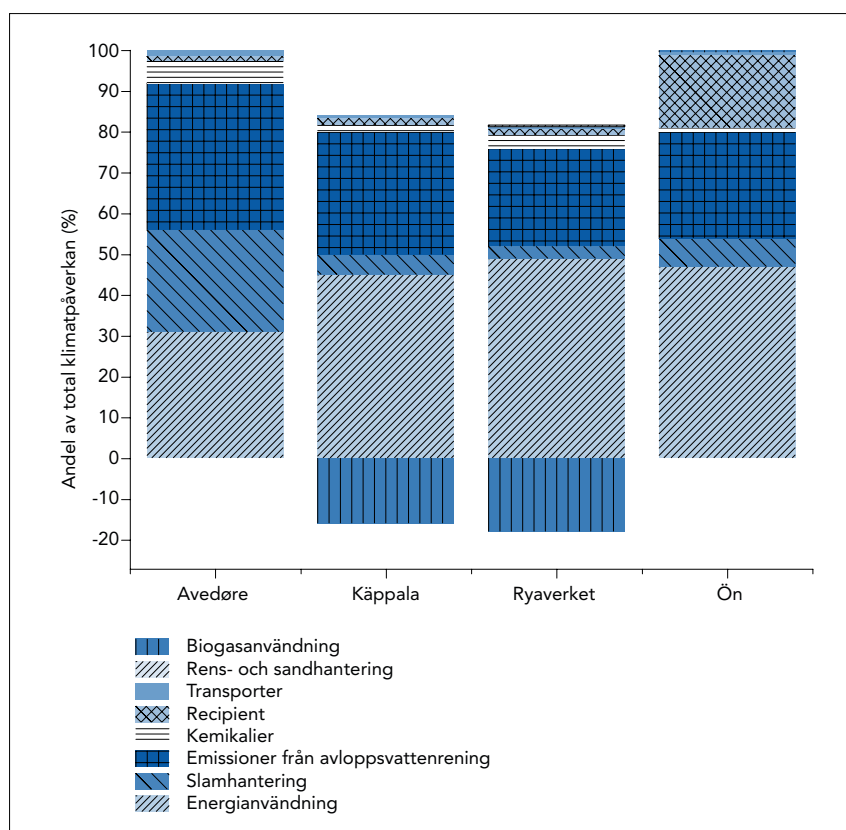
Kemikalieförbrukningen svarar i samtliga fall för lika med eller mindre än ca 5 % av den totala klimatpåverkan. Avedøre har den största relativa andelen gällande kemikalieanvändning (5,4 %), främst som en följd av stor användning av NaOH vid rökgasrening i slamförbränningsanläggningen och användning av polymerer för slamavvattning.

Slamhanteringen ger högre utsläpp än kemikalieanvändningen på alla verk förutom Ryaverket där de relativa bidragen är lika stora. På Avedøre bidrar slamförbränningen till lustgasutsläpp som gör att verkets slamhantering har betydligt större klimatpåverkan (25 %) än de andra verkens slamhantering (3–7 %). Användning av slam som ersättning av mineralgödsel på åkermark minskar klimatmissionerna i mycket ringa grad, på grund av de antaganden som är gjorda kring direkta och indirekta lustgasemissioner i samband med slamspridning, och den relativt låga substitutionsgrad av kväve samt klimatpåverkan från substituerad mineralgödsel som antas i verktyget. I de fallstudier där slam ersätter mineralgödsel har slammet även lagrats under en lång period innan spridning, vilket både orsakar förluster av kol och kväve (och därmed minskar både potentiell substitution av mineralgödsel samt kolsänka) och orsakar emissioner av både metan och lustgas under lagringstiden, vilket reducerar den totala klimatnyttan.

Ön har den största relativa andelen vad gäller recipientpåverkan, 18 %, vilket är mycket större andel än de andra verken, 1–2 %. Detta är dock förväntat då Öns reningsverk saknar krav på kväveavskiljning. Naturligtvis är emissionerna lägre från avloppsreningen på Ön jämfört med de andra verken då ingen stor mängd lustgas bildas eftersom denitrifikationen är ringa

Tabell 6-2 Klimatpåverkan i ton CO_{2e} per år.

	Avedøre	Käppala	Rya	Ön
Energianvändning	2944	12849	31616	1352
Slamhantering	2359	1372	1955	190
Emissioner från avloppsvattenrening	3388	8489	15396	744
Kemikalier	508	481	2148	32
Recipient	113	491	1061	514
Transporter	148	184	265	21
Rens- och sandhantering	135	1	244	0
Biogasanvändning	215	-4662	-10373	38
Totalt	9809	19204	42313	2891



Figur 6-1 Relativ påverkan från olika delar av avloppsreningsystemet i de fyra utvalda reningsverken, angivet som procent av total klimatpåverkan från respektive verk.

(figur 6-2). Emissionsfaktorn för producerad lustgas av denitrifierad kväve på avloppsreningsverken är dessutom högre än för utsläppt kväve.

Emissioner från transporter och hantering av rens och slam (avfallshantering) har en mycket marginell effekt på den totala klimatpåverkan (figur 6-1).

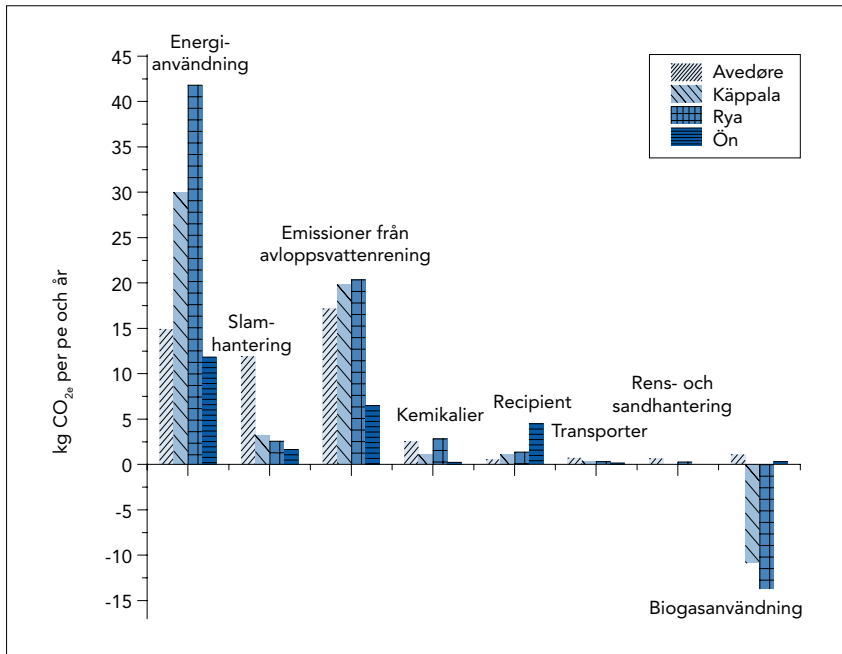
I Gustavsson & Tumlin (2012) används den funktionella enheten pe vid jämförelse mellan olika verk. Då genererade standard scenariot ett medelvärde för de 16 avloppsreningsverken på 46 kg CO_{2e} per pe och år. I föreliggande rapport fallstudier uppgår koldioxidfootavtrycken till 25–56 kg CO_{2e} per pe och år (tabell 6-3). Detta är inom samma härad som för avloppsvattenrening i Holland, 45 kg CO_{2e} per pe och år, som tidigare presenterats i Hofman et al. (2011). Jämförelse mellan verken med den funktionella enheten pe visar att energianvändningen generellt är den största kategorin, följt av emissioner från avloppsvattenrening och därefter slamhantering (figur 6-2).

Tabell 6-3 Klimatpåverkan i ton CO_{2e} per pe och år.

	Avedøre	Käppala	Rya	Ön
kg CO _{2e} /pe × år (pe = 70 g BOD ₇ per person och dygn)	50	45	56	25

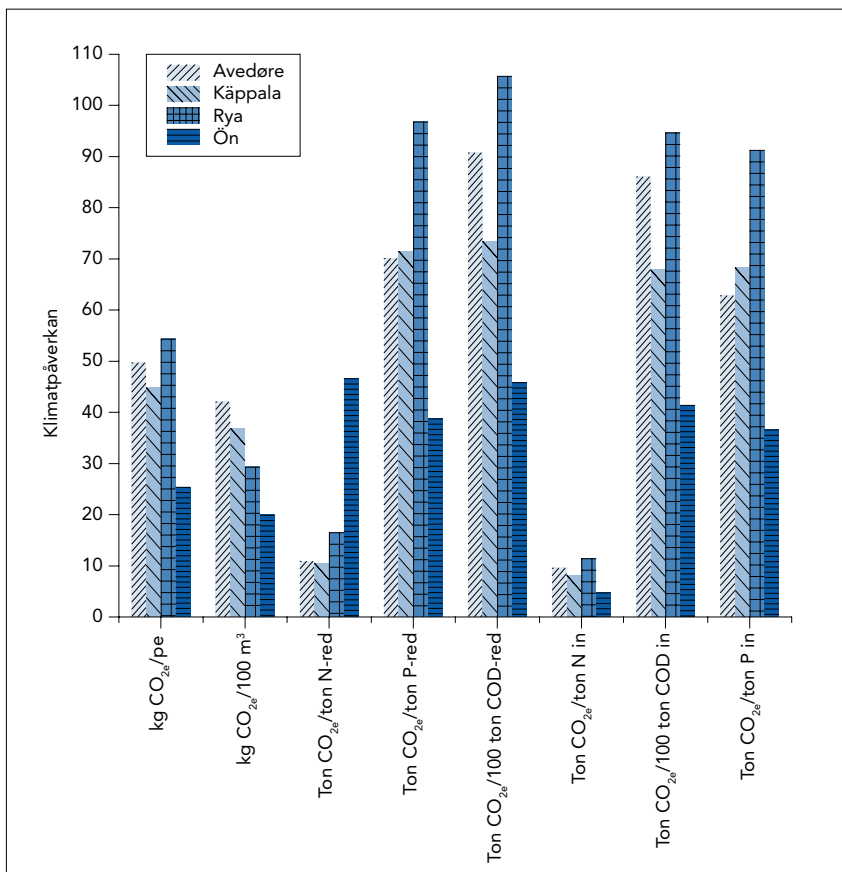
Fallstudierna visar även att bilden av ett verks klimatpåverkan kan påverkas av valet av funktionell enhet. Som ett exempel är klimatpåverkan i relation till mängd *avlägsnat* kväve högst från Öns avloppsreningsverk (som inte

har någon kväveavskiljning och därför har en mycket låg reduktionsgrad av kväve), medan den beräknade klimatpåverkan i relation till *inkommande* kväve är högst från Ryaverket. I stort sett följer rankingen mellan de fyra verken i fallstudierna en liknande trend i relation till total klimatpåverkan, oberoende av vilken enhet som används, dvs. högst klimatpåverkan från Rya och Avedøre och lägst från Ön (med undantag för relation till mängd avlägsnat kväve) (figur 6-3).



Figur 6-2

Jämförelse per kategori mellan verken med enheten kg CO_{2e} per pe och år. Energianvändning samt emissioner från avloppsvattenrening har störst inverkan på den totala klimatpåverkan.



Figur 6-3

Resultat från fallstudierna på årsbasis med olika funktionella enheter. Observera att klimatpåverkan i relation till personekvivalenter (pe) och per 100 m³ är angivet i kg CO_{2e}. Enheterna är anpassade för att underlätta jämförelse mellan användning av olika funktionella enheter.

6.2 Känslighetsanalys

För att undersöka hur klimatpåverkan påverkas av förändringar i ett antal nyckelantaganden, genomfördes en känslighetsanalys. Resultaten från känslighetsanalyserna ger information som kan användas på flera sätt:

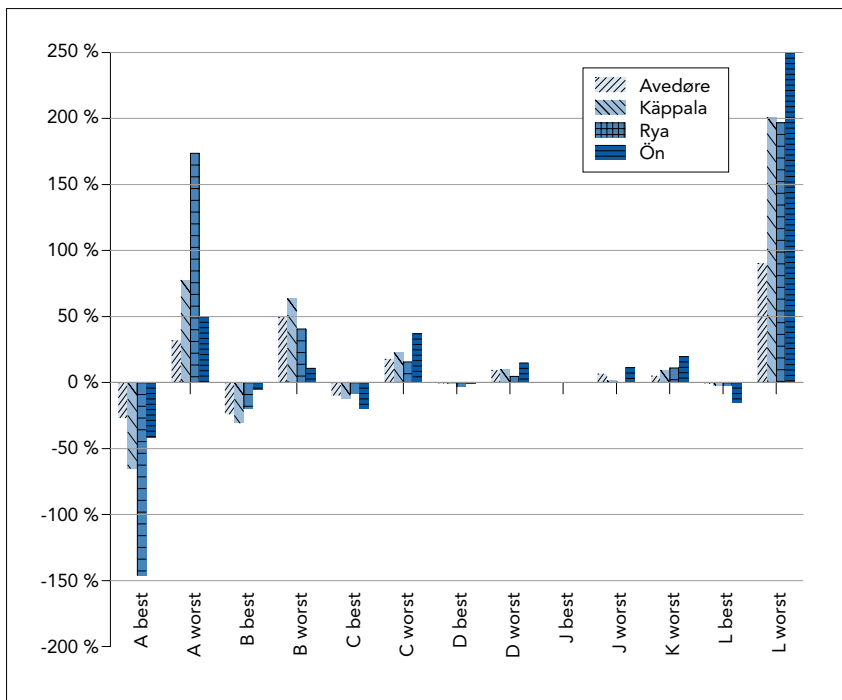
1. De ger en indikation om vilka osäkerheter som är kopplade till den genomförda klimatpåverkansberäkningen och variationerna i slutresultatet belyses.
2. De ger en indikation om vilka värden som är av stor vikt att försöka ta fram säkra platsspecifika värden för. Det kommer då bättre återspegla den egna verksamheten eftersom påverkan från osäkerheter vid användning av litteraturvärden är stor.
3. De ger en indikation om vilka områden som bör prioriteras i ett förbättringsarbete med syfte att minska klimatpåverkan från verket.

Följande parametrar förändrades för att skapa ”best case” och ”worst case” scenarier (tabell 6-4).

Tabell 6-4 Parametrar som har förändrats i genomförda känslighetsanalyser.

Scenario	Parameter	Nuvarande värde	Enhet	Best case	Kommentar/referens	Worst case	Kommentar/referens
A	Elproduktion	350	ton CO ₂ /GWh	13	Gode et al. (2011), tabell 75	750	EU marginalet Elforsk (2008)
B	Lustgasemissioner avloppsvattenrening	1	% av denitrifierad kväve	0,03	Foley et al. (2010)	3	Foley et al. (2010)
C	Metanemissioner avloppsvattenrening	0,0025	kg CH ₄ /kg COD _{ink}	0	Antaget värde	0,007	STOWA (2010)
D	Metanemissioner biogasproduktion	0,15	%	0	Gunnarsson et al. (2005)	2,1	Avfall Sverige (2009)
E	Kvävegödselsubstitution	32,5 (slam) 30 (kompost)	%	75	Foley et al. (2010)	15	Peters och Rowley (2009)
F	Fosforgödselsubstitution	70 (slam och kompost)	%	75	Foley et al. (2010)	25	Foley et al. (2010)
G	Emissioner från kvävegödselproduktion	3,8	kg CO _{2e} /kg N	5,3	Jenssen & Kongshaug (2003)	2,9	Yara AB (2013)
H	Emissioner från torvbrytning	500	kg CO _{2e} /ton	1197	Boldrin et al. (2009)	330	Hagberg & Holmgren (2008)
I	Metanemissioner från slamlagring	0,0007	Nm ³ CH ₄ /ton VS	0,00025	Gabriel et al. (2003)	0,0025	Gabriel et al. (2003)
J	Lustgasemissioner från biogasförbränning	0,004	g N ₂ O/kg CH ₄	0	Fruergaard & Aastrup (2010)	1,56	Foley et al. (2010)
K	Metanemissioner från recipient	0	kg CH ₄ /kg COD _{utg.}		Nuvarande värde är min.värde	0,025	IPCC (2006a)
L	Lustgasemissioner från recipient	0,0005 (sjö) 0,003 (hav)	kg N ₂ O/kg N _{utg.}	0,0005	IPCC (2006a)	0,25	IPCC (2006a)
M	Kolinlagring	10	%	20	Foley et al. (2010)	0	Foley et al. (2010)

Figur 6-4 visar en sammanfattning av utfallen från respektive scenario presenterat i tabell 6-4. Endast de parametrar som ger mer än 10 % påverkan på den totala klimatpåverkan återges i figuren (fall A–D och J–L). En fullständig redovisning av utfallen från känslighetsanalyserna återfinns i bilaga 1 och bilaga 2. Utfallen i respektive fallstudie kommenteras även nedan.



Figur 6-4

Utfall från känslighetsanalyser (enligt tabell 6-4) som procentuell avvikelse från den klimatpåverkan som uppstår i basfallet från respektive verk. Observera att för Öns reningsverka i känslighetsanalys L "worst" så uppgår förändringen till 1397%, y-axeln har kapats vid 250% för att underlätta jämförelse. För fullständiga resultat, se bilaga 1.

A. Elproduktion: Antaganden kring klimatpåverkan från elproduktion påverkar resultaten i mycket hög grad. Det gäller särskilt för Ryaverket som använder mycket el och värmepumpar utgående renat avloppsvatten för att göra fjärrvärme i värmepumpar. Detta ger upphov till stora mängder undvikna emissioner. Värmepumparna drar dock el vilket bidrar till ökad klimatpåverkan. När antaganden kring elens produktion görs får detta stort genomslag för Ryaverket. I best case har produktion av el mycket liten klimatpåverkan vilket ökar miljönyttan med värmepumparna och den totala klimatpåverkan minskas med 150%. I worst case är produktionen av el "smutsigare" och miljönyttan av värmepumparna minskar och den totala klimatpåverkan ökar med 170%. Det gäller att ha tillräckligt effektiva värmepumpar som alltså producerar mycket värme för en liten insats el.

På Avedøre, där en del av den energi som produceras används för att substituera el, kompenseras den ökade klimatpåverkan som det innebär att anta att elproduktionen ger höga koldioxidemissioner delvis av att den el som substitueras genom förbränning av biogas också antas ge en större klimatnytta. Det vill säga; när klimatpåverkan från elproduktionen ökar, ökar även klimatnyttan av att substituera annan elproduktion, eftersom det antas att använd och substituerad el ger samma klimatpåverkan. På Käppala och Ryaverket uppstår ingen kompensation liknande den på Avedøre, eftersom producerad biogas används som fordonsbränsle istället för elproduktion. Även resultaten för Öns reningsverk påverkas mycket av förändrade antaganden kring klimatpåverkan från elproduktion. Det är därför oerhört viktigt vid jämförelser mellan olika klimatpåverkansberäkningar att se till att samma antaganden har använts för elproduktion.

B. Lustgasemissioner avloppsvattenrening: Antaganden kring lustgasemissioner från avloppsvattenreningen har mycket stor påverkan på den totala klimatpåverkan, som mest en ökad klimatpåverkan för Käppala med 64%.

Variationen i litteraturen är stor och det återspeglas också på de stora skillnaderna mellan best case och worst case. Även för lustgasemissioner är det viktigt att samma emissionsfaktorer har används när jämförelser mellan olika klimatpåverkansberäkningar görs.

C. Metanemissioner avloppsvattenrening: Variationen i litteraturen kring metanemissioner från avloppsvattenrening är inte lika stor som för motsvarande lustgasemissioner, ändock påverkar antaganden i hög utsträckning resultatet. Som mest påverkas Öns reningsverk, med 37 % i worst case. Öns reningsverk har relativt små utsläpp av växthusgaser i standardfallet, när emissionsfaktorn för metanemissioner ändras från 0,0025 till 0,007 kg CH₄/COD_{inkommande} blir detta den klart största bidragande kategorin.

D. Metanemissioner biogasproduktion: Metanläckage från biogasproduktion har en påverkan på den totala klimatpåverkan. Best case skiljer sig dock enbart med som mest 3,5 % från basfallet. När worst case värden används uppgår ökningen av den totala klimatpåverkan till som mest med 15 % och då för Öns reningsverk, för övriga verk mellan 5 och 15 %.

E. Kvävegödselsubstitution: Antaganden kring substitutionsgraden av mineralgödselkväve varierar stort i litteraturen. Fallstudierna visar dock att effekten på den totala klimatpåverkan är minimal. För Öns reningsverk som använder allt sitt slam som deponitäckning blir effekten i best case, där substitutionsgraden är 75 % för kväve istället för 32,5 %, att i verktyget beräknas detta som att mer kväve finns tillgängligt för att avgå som lustgas när det läggs på deponi. Därför blir klimatpåverkan högre i best case och vice versa i worst case. För Ryaverket blir det på samma sätt för den del av slammet som används som deponitäckning och för den del som komposteras. En del av de ökade lustgasemissionerna vägs dock upp av att mer emissioner från mineralgödselproduktion undviks, men ökningen överväger och ger för best case en ökad klimatpåverkan och vice versa i worst case.

F. Fosforgödselsubstitution: Precis som för kvävegödselsubstitution visar fallstudierna att effekten på den totala klimatpåverkan är minimal. När ändringar i antaganden kring fosforgödselsubstitution görs påverkas inte lustgasemissioner till skillnad från motsvarande för kvävegödselsubstitution.

G. Klimatemissioner från kvävegödselproduktion: Som konstaterats tidigare i rapporten är osäkerheterna kring klimatpåverkan från mineralgödselproduktion stora – särskilt när det gäller produktion av kvävegödsel. Det intervall som återfunnits i litteraturen ger dock mycket liten påverkan på den totala klimatpåverkan. Effekten blir som mest 0,5 % för de avloppsreningsverk som har en avsättning med näringsåtervinning (Ryaverket och Käppala).

H. Klimatemissioner från torvbrytning: Effekten av olika emissionsfaktorer för torvbrytning påverkar generellt inte den totala klimatpåverkan för reningsverken. Enbart Ryaverket påverkas nämnvärt (minskning med ca 6 % i best case), där en stor del av slammet används till jordproduktion.

I. Metanemissioner från slamlagring: Metanemissioner från slamlagring är starkt beroende av lagringstiden på respektive verk och enbart Ryaverket och Käppalaverket lagrar sitt slam innan användning. Då Käppalaverket tillämpar en relativt lång lagringsperiod (180 dagar) ger en förändring av antagna emissioner störst effekt vid detta verk. Påverkan på de totala klimatemissionerna blir med best case cirka 2 % minskning och med worst case cirka 7 % ökning.

J. Lustgasemissioner från biogasförbränning: Emissioner av lustgas från förbränning av biogas har mycket liten påverkan när best case antas (0 g N₂O/kg förbränd CH₄) eftersom använt värde redan ligger mycket nära detta (0,004 g N₂O/kg förbränd CH₄). Om worst case emissioner istället antas (1,56 g N₂O/kg förbränd CH₄), påverkar det främst Avedøre (7%) som använder nästintill all sin biogas i gaspanna för värmeproduktion och Ön (12%) som facklar ca 40% av sin biogasproduktion och använder resten i gaspanna.

K. Metanemissioner från recipient: Använt värde är detsamma som minsta-värdet i litteraturen (IPCC 2006a) och därför finns inget best case i fall K. Antagandet i worst case får relativt stor effekt på den totala klimatpåverkan. Om de maxvärden som presenteras av IPCC (2006a) används, ökar den totala klimatpåverkan från samtliga avloppsreningsverk med 5–20 %.

L. Lustgasemissioner från recipient: Antaganden om lustgasemissioner från recipient har mycket stor påverkan på Öns reningsverk som inte har krav på kväveavskiljning och enbart avskiljer cirka 10 % av inkommande kväve. I worst case blir då emissionerna cirka 1400 % högre än i basfallet! Även de andra reningsverken påverkas enormt mycket av worst case, mellan 100 och 200 %. I best case kan den totala klimatpåverkan minskas med som mest 15 % för Öns reningsverk. Den stora skillnaden mellan extremerna beror på att referensvärdena i litteraturen skiljer sig mycket mer mellan basfall (0,003 kg N₂O/kg N_{utg}) och worst case (0,0005 kg N₂O/kg N_{utg}) än mellan basfall och best case (0,25 kg N₂O/kg N_{utg}). Öns reningsverk som har de minsta emissionerna vanligtvis, mycket på grund av uteblivna lustgasemissioner när ingen denitrifikation sker, påverkas alltså extremt mycket av antaganden av lustgasemissioner. Det blir en balansgången mellan användningen av energi och/eller kemikalier i reningen och vinsterna i att kraftigt reducera mängderna kol och kväve som når recipient.

M. Kolinlagring: Antaganden kring kolinlagring är alltid osäkra då de påverkas av en lång rad faktorer och eftersom några mätningar aldrig kunnat göras över den relevanta tidsperioden (100 år). Känslighetsanalysen visar dock att osäkerheterna får en begränsad påverkan på den totala klimatpåverkan (3–6%). I fall där slam förbränns är eventuell kolinlagring irrelevant.

6.2.1 Resultat från känslighetsanalyser – sammanfattning

Känslighetsanalyserna visar att de flesta antaganden som är gjorda i beräkningsverktyget har en mycket begränsad påverkan på den totala klimatpåverkan från avloppsreningsverken som använts i fallstudierna. Det är dock ett par områden som kräver ställningstagande av användaren och särskilt vid jämförelse mellan olika avloppsreningsverk.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att lustgas- och metanemissioner från vattenfasen av avloppsvattenreningen samt antaganden om klimatpåverkan från elproduktion är de processer som ger störst påverkan på slutresultatet. Även antaganden om lustgasemissioner i recipient påverkar slutresultatet kraftigt, särskilt för verk som inte har kväveavskiljning. Både emissioner som uppstår i förgrundssystem och bakgrundssystem kan alltså ha stor påverkan på slutresultatet från avloppsreningsverkens klimatpåverkan.

Om säkra mätningar av lustgas- och metanemissioner från de processer som ingår i avloppsvattenreningen kan genomföras så kan de bättre återspegla den egna verksamheten eftersom påverkan från osäkerheter vid användning av litteraturvärden är stor. Då tidigare studier visat att emissionerna av både metan och lustgas kan variera stort över året (STOWA, 2010), krävs att dessa emissioner mäts och följs upp under en längre tid. Detta innebär även att insatser för att minska klimatpåverkan med fördel kan riktas mot dessa processer, samt att minska risken för höga emissioner av lustgas och metan från recipient genom att minska mängder av kväve och organiskt material i utgående vatten.

I relation till antaganden kring klimatpåverkan från elproduktion är det naturligtvis omöjligt att idag sja om hur klimatpåverkan från elproduktion kommer att utvecklas i framtiden. Den stora påverkan som elproduktionen kan få ger dock en indikation om att energieffektiviseringar samt investeringar i användning av förnybar el kan få stora positiva effekter för verkets totala klimatpåverkan. Detsamma gäller klimatpåverkan från värmeanvändning. Här kan energiåtervinning från renat avloppsvatten eller slam få stora positiva effekter på den totala klimatpåverkan i fall där alternativ värmeproduktion i hög utsträckning är baserad på fossil energi och förutsatt att den elenergi som används antas ha en relativt låg klimatpåverkan.

Även osäkerheter kring metanemissioner från slamrötning kan ge stora effekter på den totala klimatpåverkan. Detta gör att osäkerheterna kopplade till resultaten från verktyget ökar i fall där platsspecifik mätdata saknas och antyder även att det kan vara ett område som bör prioriteras i ett förbättringsarbete.

Då många svenska avloppsreningsverk idag har relativt låga halter av COD (och i många fall även kväve) i utgående vatten, kan förbättringspotentialerna i relation till dessa parametrar vara relativt små. Förbättringspotentialer finns dock inom en allmän energieffektivisering, optimering av biogasproduktion och användning samt optimerad rötresthantering, till exempel genom täckt lagring.

7 Diskussion kring verktygets användbarhet och brister

Det är viktigt att påpeka att verktyget inte är ett modelleringsverktyg. Istället används en kombination av faktiska årliga värden från befintlig anläggning och användning av antagna genomsnittsvärden för externa delar av det undersökta systemet. Verktyget kan därmed användas för att se i vilka delar av det nuvarande systemet som stor klimatpåverkan uppstår och var förbättringspotentialerna därför är som störst. Möjliga alternativ kan jämföras vid planer på förändringar av avsättning och behandling av restprodukter från verksamheten ur ett klimatperspektiv.

I verktyget presenteras resultaten i förhållande till ett antal olika funktionella enheter:

- Per år.
- Per pe.
- Per m³ behandlat avloppsvatten.
- Per avlägsnad mängd N-tot.
- Per avlägsnad mängd P-tot.
- Per avlägsnad mängd COD.
- Per mängd inkommande N-tot.
- Per mängd inkommande COD.

Användaren kan därför själv välja vilket värde som används. Det bör dock påpekas att det är mindre lämpligt att använda sig av måttet ”per m³ behandlat avloppsvatten”, eftersom detta kan påverkas kraftigt av tillskottsvatten.

Många svenska avloppsreningsverk tar emot externt organiskt material för samrötning. I verktyget tas ingen hänsyn till transporter av sådana material till avloppsreningsverket, samt att miljövinster vid annan hantering av dessa material kan överstiga de som uppnås vid samrötning med slam.

Fallstudier och genomförda känslighetsanalyser visar att en stor del av klimatpåverkan från avloppsreningsverken kan härledas till lustgas- och metanemissioner relaterade till de biologiska processerna i avloppsreningen. Sådana emissioner har uppmätts på vissa, men långt ifrån alla svenska avloppsreningsverk. Detta, samt det faktum att det inte finns några riktlinjer för hur sådana mätningar ska genomföras (dvs. vilka metoder och avgränsningar som ska användas), gör att mätdata inte kan jämföras mellan verk. Om lokala mätningar görs kan dessa dock användas för att undersöka det egna förbättringsarbetet, förutsatt att mätmetoder och avgränsningar hålls konstanta över tid.

De känslighetsanalyser som presenteras visar att osäkerheter i relation till viss indata kan få en stor påverkan på resultaten från klimatpåverkansberäkningen. Att genomföra känslighetsanalyser för att undersöka robustheten i genererade resultat är därför av stor vikt. Verktyget möjliggör sådana analyser med stor enkelhet eftersom samtliga ingående värden är användardefinierade.

En begränsning i verktyget är dock att användare endast kan välja mellan ett visst antal olika användningsområden för de produkter och restprodukter som alstras vid verken. De alternativ som inkluderats i verktyget är avsedda att avspegla hanteringen i flertalet svenska avloppsreningsverk, men det kan finnas exempel på andra hanteringssätt än de som förekommer i verktyget.

I verktyget antas att 100% av det COD som inkommer till avloppsreningsverket är av biologiskt ursprung. Tidigare studier har dock visat att den fossila andelen av den totala mängden inkommande COD kan uppgå till över 10% (Law et al., 2013). Att ta hänsyn till detta skulle innebära att klimatpåverkan från avloppsreningsverk skulle öka generellt, eftersom en viss del av de emissioner som idag inte anses ge något nettotillskott av CO₂ till atmosfären då skulle behäftas med en klimatpåverkan, på samma sätt som när fossila bränslen förbränns.

Det är även viktigt att understryka att klimatpåverkan endast är en av de många typer av miljöpåverkan (så som bidrag till övergödning och ekotoxicitet) som är relevanta att ta hänsyn till i förhållande till avloppsvattenrening. En minskning av andra typer av miljöpåverkan kan ibland ske på bekostnad av en ökad klimatpåverkan. Højbye et al. (2008) visar tydligt på detta i en jämförelse av flera olika alternativa tekniker (sandfilter, ozonering, UV-ljus, UV-ljus i kombination med ozonering, UV-ljus i kombination med väteperoxid samt MBR-reaktor) för reduktion av ekotoxiska ämnen (tungmetaller och organiska föroreningar) i utgående vatten ur ett LCA-perspektiv. På detta sätt kan nyttan med de olika teknikerna ställas mot den ökade miljöpåverkan i form av energi- och kemikalieanvändning. Verktyget kan därmed vara behjälpligt för att uppskatta klimatpåverkan av olika förändringar i avloppsreningsverket. Ett annat exempel är utvärdering av att samtidigt som en nyinvestering görs som leder till ökad energianvändning, också investera i intern produktion av förnybar energi eller ökat energiutnyttjande av producerad biogas. På detta sätt kan verktyget användas för att ta fram beslutsunderlag internt inom verksamheten.

En annan aspekt som inte synliggörs i verktyget, och inte heller i andra klimatpåverkansberäkningsmodeller, är vikten av återvinning av näring, främst fosfor, ur avloppsvattenslam. Flera tidigare studier har visat att en fosforbrist kommer att uppstå inom en snar framtid (USGS, 2010 och Cordell et al., 2009). Slamhanteringsalternativ som möjliggör näringsåterföring till jordbruksmark är dock inte alltid de som leder till minst klimatpåverkan eftersom lagring och vidare hantering av slam kan vara förknippade med relativt stora klimatemissioner – samtidigt som ett kontinuerligt arbete pågår för att minska klimatpåverkan från handelsgödselproduktion. Att minimera klimatpåverkan från slamspridning genom alternativa spridningstekniker som minskar emissionerna från åkermark efter spridning kan därför vara av vikt för att tillgodose behovet av näringsåterföring och samtidigt minimera klimatpåverkan.

Referenser

- Andersson, M. (2005). Tunga lastbilars koldioxidutsläpp, en kartläggning av tillståndet i Sverige. Examensarbete Miljöteknik Nr: E 3153, Högskolan i Dalarna.
- Astrup, T., Fruergaard, T. & Møller, J. (2009). Incineration and co-combustion of waste: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management and Resources*, vol. 27(8), ss. 789–79.
- Atterhög, K-F. (2008). Förenklad livscykelanalys (LCA) och livscykelkostnad (LCC) för en kvällstidning. Examensarbete i publiceringsteknik om 30 högskolepoäng vid Programmet för maskinteknik. Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm, Sverige.
- Avfall Sverige Utveckling (2009). Frivilligt åtagande – kartläggning av metanförluster från biogasanläggningar 2007–2008 Avfall Sverige AB. ISSN 1103-4092.
- Bakas I., Clavreul, J., Bernstad A., Niero M., Gentil E. & Laurent A. (2012). LCA applied to solid waste management systems: A comprehensive review. Oral session presented at: SETAC Europe 18th LCA Case Study Symposium – Sustainability assessment in the 21st century, 26–28 November 2012, Copenhagen, Denmark.
- Balmér, P. (2012). Strategier för slamavvandning. VA-strategi AB. Presentation, VA-mässan, September 2012.
- Balmér, P. & Hellström, D. (2011). Nyckeltal för reningsverk – verktyg för effektivare resursanvändning. Rapport Nr. 2011-15. Svenskt Vatten Utveckling, Stockholm, Sverige.
- Bengtsson, M., Lundin, M., & Molander, S. (1997). Life cycle assessment of wastewater systems. Case studies of conventional treatment, urine sorting and liquid composting in three Swedish municipalities. Report 1997:9. Technical environmental planning. Chalmers University of Technology. Göteborg, Sweden.
- Bengtsson, T. (2013). Huber Sverige. Personlig kontakt, mars 2013.
- Benjaminsson, J. & Nilsson, R. (2009). Distributionsformer för biogas och naturgas i Sverige. *Energigas Sverige*, november 2009.
- Biogasportalen (2013). Fordonsgas. www.biogasportalen.se.
- Bjarnadottir, H. J., Fridriksson, G. B., Johnsen, T., & Sletnes, H. (2002). Guidelines for the Use of LCA in the Waste Management Sector. Nordtest Report TR 517. Nordtest, Espoo, Finland.
- Björleinius, B. (1994). Lustgasutsläpp från kommunala reningsverk – Mätningar vid tolv svenska anläggningar. Skarvprojektet Rapport 4309. Utgiven i samarbete med NUTEK och Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen.

- Boldrin, A., Andersen, J. K., Møller, J., Christensen, T. H. & Favoino, E. (2009). Composting and compost utilization: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management and Research*, 27, pp. 800–812.
- Boucher, V., Darees, J. C., Revel, M., Guiesse, M., Kaemmerer & Bailly, J. R. (1999). Reducing ammonia losses by adding FeCl₃ during composting of sewage sludge; *Water, air, and soil pollution*, vol. 112, ss. 229–239.
- Brown, S., Beecher, N. & Carpenter, A. (2010). Calculator tool for determining greenhouse gas emissions for biosolids processing and end use. *Environmental Science & Technology*, vol. 44(24), ss. 9509–9515.
- Bruun, S., Lund Hansen, T., Christensen, T. H., Magid, J. & Jensen, L.S. (2006). Application of processed organic municipal solid waste on agricultural land – a scenario analysis. *Environmental Modelling and Assessment*, vol. 11, 3, ss. 251–265.
- CCME (2009). The Biosolids Emissions Assessment Model (BEAM): A Method for Determining Greenhouse Gas Emissions from Canadian Biosolids Management Practices. Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), Winnipeg, Manitoba, Canada. http://www.ccme.ca/assets/pdf/beam_final_report_1432.pdf.
- Chandran, K., Ho Ahn, J., Park, H., Kim, S., Rahm, B., Pagilla, K., Kathelis, D. & Hiatt, W. (2010) Greenhouse Nitrogen Emission from Wastewater Treatment Operations. Final report from Water Environment Research Foundation. Library of Congress Catalog Card Number: 2010930022.
- Christensen, T. H., Emmanuel, G., Boldrin, A. & Larsen, A.W. (2009). C balance, carbon dioxide emissions and global warming potentials in LCA-modelling of waste management systems. *Waste Management and Research*, vol. 27, 8, ss. 707–715.
- Christensson, M., Ekström, S., Lemaire, R., Le Vaillant, E., Bundgaard, E., Chauzy, J., Stålhandske, L., Hong, Z. & Ekenberg, M. (2011). ANI-TATM Mox – a BioFarm Solution for Fast Start-up of Deammonifying MBBRs. Proceedings of the Water Environment Federation, WEFTEC 2011: Session 1 through Session 10, pp. 265–282.
- Clemens, J., Trimborn, M., Weiland, P. & Amon, B. (2006). Mitigation of greenhouse emissions by anaerobic digestion of cattle slurry, *Agriculture Ecosystems & Environment*, vol. 112, ss. 171–177.
- Contin, M., Goi, D. & De Nobili, M. (2012). Land application of aerobic sewage sludge does not impair methane oxidation rates of soils. *Science of the Total Environment*, vol. 441, ss. 10–18.
- Cordell, D., Drangert, J-O. & White, S. (2009). The Story of Phosphorus: Global Food Security and Food for Thought. *Global Environmental Change*, vol. 19, ss. 292–305.
- Danielsson, J. (2010). Ny slamhantering vid Hedesunda reningsverk, Uppsala Universitet, Examensarbete, 30 hp, Mars 2010.

DANVA (2012). CO₂-regnskab for forsyninger – en guide. DANVA vejledning nr. 88. DANVAs indsatsområde for Klima og Energi i samarbejde med DANVAs komité for spildevand.

Davidsson, Å., Jansen, J. Appelqvist, B., Gruvberger, C. & Hallmer, M. (2007). Anaerobic digestion potential of urban organic waste: a case study in Malmö. *Waste Management and Research*, vol. 5, ss. 162–169.

de Haas, D., Foley, J. & Barr, K. (2008). Greenhouse gas inventories from WWTPs – the trade-off with nutrient removal. In: *Proceedings of Sustainability 2008 Green Practices for the Water Environment*, Water Environment Federation, Maryland, USA.

Ecoinvent Center (2013). Swiss Center for Life Cycle Inventory. <http://www.ecoinvent.org/database/>.

Elforsk (2008). Elforsk (2008). Miljövärdering av el – med fokus på utsläpp av koldioxid. EME Analys AB och Profu i Göteborg AB, med stöd från Elforsk AB. http://www.elforsk.se/Global/Trycksaker%20och%20bro-schyrrer/miljovardering_elanvand.pdf.

Flodman, M. (2002). Emissioner av metan, lustgas och ammoniak vid lagring av avvattnat rötslam (Air emissions of methane, nitrous oxide and ammonia when storing dewatered sewage sludge). (In Swedish). Master thesis. Institutionen för lantbruksteknik, Swedish Agricultural University, Uppsala, Sweden.

Flores-Alsina, X., Corominas, L., Snip, L. & Vanrolleghem, P.A. (2011). Including greenhouse gas emissions during benchmarking of wastewater treatment plant control strategies. *Water Research*, vol. 45(16), ss. 4700–4710.

Foley, J., de Haas D., Hartley, K. & Lant, P. (2010). Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems. *Water Research*, vol. 44(5), ss.1654–1666.

Foley, J., Lant, P. & Donlon, P. (2008). Fugitive Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Systems. *Water*, 38, 2, ss.18–23.

Frijns, J. (2011). Towards a common carbon footprint assessment methodology for the water sector. *Water and Environmental Journal*, vol.26 (1), ss. 63–69.

Fruergaard, T. & Astrup, T. (2011). Optimal utilization of waste-to-energy in an LCA perspective. *Waste Management*, vol. 31, 3, ss. 572–582.

Gabriel, S., Lund Hansen, T., Højlund Christensen, T., Sommer, S. G., & Sørensen, K. (2003). Metanemission fra lagring af bioforgasset organisk dagrenovation. Miljøprojekt, 817, Miljøstyrelsen.

Gaterell, M. R., Griffin, P. & Lester, J. N. (2010). Evaluation of Environmental Burdens Associated with Sewage Treatment Processes Using Life Cycle Assessment Techniques. *Environmental Technology*, vol. 26, ss. 231–249.

Gibson, T. S., Chan, K. Y., Sharma, G. & Shearman, R. (2002). Soil Carbon Sequestration Utilising Recycled Organics. Organic Waste Recycling Unit, NSW Agriculture, Sydney NSW.

- Gode, J., Martinsson, F., Hagberg, L., Öman, A., Höglund, J. & Palm, D. (2012). Miljöfaktaboken 2011 – uppskattade emissionsfaktorer för bränslen, el, värme och transporter. Värmeforsk, Stockholm, Sweden.
- Guisasola, A., de Haas, D. W., Keller, J. & Yuan, Y. (2008). *MethSystems*. *Water Research*, vol. 42, ss. 1421.
- Gunnarsson, I., von Hoffman, V., Holmgren, M., Kristensson, I., Liljemark, S. & Pettersson, A. (2005). Metoder att mäta och reducera emissioner från system med rötning och uppgradering av biogas. RVF Utveckling 2005:07.
- Gustavsson, D. & la Cour Jansen, J. (2011). Dynamics of nitrogen oxides emission from a full-scale sludge liquor treatment plant with nitrification. *Water Science and Technology*, 63(12), ss. 2838–2845.
- Gustavsson, D.J.I. & Tumlin, S. (2013). Carbon Footprints of Scandinavian Wastewater Treatment Plants. *Water Science and Technology* 68(4), ss. 887–893.
- Gyllenhammar, M. (2011). Litteraturstudie om slameldning i rostpanna (WR 37). Waste Refinery, Borås, Sverige.
- Hagberg, L. & Holmgren, K. (2008). The climate impact of future energy peat production. IVL Rapport B1796. Stockholm, Sverige.
- Henriksen, L., Bak, J. & Andersen, H. (1995). Ammoniakfordampning fra landbruget – Behov og muligheder for regulering, Miljøprojekt 283, Miljøstyrelsen.
- Hospido, A., Moreira, 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* vol. 10 (5), ss. 336–345.
- Hüther, L., Schuchardt, F. & Wilke, T. (1997). Emissions of Ammonia and Greenhouse Gases during Storage and Composting of Animal Manures, in: Ammonia and Odour Control from Animal Production Facilities, Proceedings of the International Symposium, 327–334. AB Rosmalen, the Netherlands: NVTL.
- Højbye, L., Clauson-Kaas, J., Wenzel, H., Jacobsen, B. N. & Dalgaard, O. (2008). Sustainability assessment of advanced wastewater treatment technologies, *Water Science and Technology*, vol. 58 (5) ss. 963–968.
- IPCC (2006a). Wastewater treatment and discharge. In: Eggleston, H. S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. & Tanabe, K. (Eds.). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, vol. 5, Waste. IGES, Japan (Chapter 6).
- IPCC (2006b). N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application. In: Eggleston, H. S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. & Tanabe, K. (Eds.). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, vol. 5, Waste. IGES, Japan (Chapter 11).
- IPCC (2006c). Waste. Domingos Miguez, J. (Ed.). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, vol. 5, Waste. IGES, Japan (Chapter 5). http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/english/5_Waste.pdf.

- IPCC (2006d). Incineration and open burning. Guendehou, G. H., Koch, M., Hockstad, L., Pipatti, R. & Yamada, M. (Eds.). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. (Chapter 5). http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/5_Volume5/V5_5_Ch5_IOB.pdf.
- IPCC (2007). IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007 (AR4). Working Group 1 Report. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. Chapter 2.
- IPCC (2013). Working group 1 contribution to the IPCC fifth assessment report: Climate change 2013: The physical science basis. Draft Underlying Scientific-Technical Assessment. http://www.climatechange2013.org/images/uploads/WGIAR5_WGI-12Doc2b_FinalDraft_All.pdf.
- ISO (2013a). ISO 14067 Carbon footprint of products – Requirements and guidelines for quantification and communication.
- ISO (2013b). ISO/DIS 14046 Draft International Standard. Environmental management—Water footprint—Principles, requirements and guidelines.
- Jenssen, T. K. & Kongshaug, G. (2003). Energy consumption and greenhouse gas emissions in fertiliser production. In: Proceedings No. 509. The International Fertiliser Society, London, UK.
- 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*, vol 16 (1), ss. 135–151.
- Joss, A., Salzgeber, D., Eugster, J., König, R., Rottermann, K., Burger, S., Fabijan, P., Leumann, S., Mohn, J. & Siegrist, H. (2009). Full-Scale Nitrogen Removal from Digester Liquid with Partial Nitrification and Anammox in One SBR, vol. 43 (14), ss. 5301–5306.
- JRC (2011). Supporting Environmentally Sound Decisions for Waste Management. A technical guide to Life Cycle Thinking (LCT) and Life Cycle Assessment (LCA) for waste experts and LCA practitioners. <http://lct.jrc.ec.europa.eu/pdf-directory/ReqNo-JRC65850-LB-NA-24916-EN-N.pdf>.
- Jönsson, H. (2012). Återvinn all växtnäring ur avloppet – inte bara fosfor!. In: Johansson, B. 2012 Återvinna fosfor – hur bråttom är det? The Swedish Research Council Formas, Stockholm, Sweden. ISBN: 978-91-540-6064-1.
- Kampschreur, M. J., Temmink H., Kleerebezem R., Jetten M. S. M. & van Loosdrecht M. C. M. (2009). Nitrous oxide emissions during wastewater treatment. *Water Research*, vol. 43(17), ss. 4093–4103.
- Kimming, M. & Sundberg, C. (2011). A simplified approach to marginal electricity production in life cycle assessments (LCA). In preparation.
- Kirkeby, J. T., Gabriel, S. & Christensen, T. H. (2005). Miljøvurdering af genanvendelse og slutdisponering af spildevandsslam – en livscyklus screening af fire scenarier. Institut for Miljø & Ressourcer Danmark Tekniske Universitet (DTU), Kungens Lyngby, Danmark.

- Kosonen, H., Heinonen, M. & Fred, T. (2013). Continuous online measurement of nitrous oxide emissions at the Viikinmäki WWTP. In proceedings from NORDIWA 8–10 October 2013, Malmö, Sverige.
- Kuno, K., Nagano, M. & Ozawa, T. (2009). Mitigation of Greenhouse Gas Emission from Sludge Incinerators – Innovative Approach by Multilayer Incineration. In proceedings from WEFTEC' 09 10-14/OCT/09, Orlando, FL, USA.
- la Cour Jansen, J., Christensen, T., Davidsson, Å., Lund Hansen, T., Jönsson, H. & Kirkeby, J. (2007). Biowaste – Decision Support Tool for Collection and Treatment of Source-Sorted Organic Municipal Solid Waste. TemaNord 2007:602. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Lassaux, S., Renzoni, R. & Germain, A. (2006). Life cycle assessment of water: from the pumping station to the wastewater treatment plant. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 12 (2) ss. 118–126.
- Law, Y., Jacobsen, G. E., Smith, A. M., Yan, Z. & Lant, P. (2013). Fossil Organic Carbon in Wastewater and its Fate in Treatment Plants, *Water Research*, Accepterat för publicering 2 Juni, 2013.
- Lee, S-H., Choi, K-I., Osako, M. & Dong, J-I. (2007). Evaluation of environmental burdens caused by changes of food waste management systems in Seoul, Korea. *Science of the Total Environment*, vol. 387, ss. 42–53.
- Li, X. & Feng, Y., 2002. Carbon Sequestration Potentials in Agricultural Soils. Alberta Research Council, Edmonton.
- Lindquist, A. (ed) (2003). About water treatment, Kemira Kemwater, Helsingborg.
- Lundin, M., Bengtsson, M. & Molander, S. (2000). Life Cycle Assessment of Wastewater Systems: Influence of System Boundaries and Scale on Calculated Environmental Loads. *Environmental Science & Technology* vol. 34 (1) ss. 180–186.
- Manfredi, S., Tonini, D. & Christensen, T.H. (2011). Environmental assessment of different management options for individual waste fractions by means of life-cycle assessment modeling. *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 55, ss. 995–1004.
- Mathiesen, B. V., Münster, M. & Fruergaard, T. (2009). Uncertainties related to the identification of the marginal energy technology in consequential life cycle assessments. *Journal of Cleaner Production*, vol. 17, ss. 1331–1338.
- Mattsson, N., Unger, T. & Ekvall, T. (2003.) Effects of perturbations in a dynamic system: the case of Nordic power production. In: Unger, T. Common Energy and Climate Strategies for the Nordic countries: a Model Analysis. Doctoral thesis. Gothenburg: Chalmers University of Technology.
- Peters, G. & Rowley, H. R. (2009). Environmental Comparison of Biosolids Management Systems Using Life Cycle Assessment. *Environmental Science & Technology*, vol. 43 (8) ss. 2674–2679.

- Regeringen (2008). Proposition 2008/09:162 En sammanhållen klimat- och energipolitik – Klimat.
- Remy & Jekel (2008). Sustainable wastewater management: life cycle assessment of conventional and source-separating urban sanitation systems. *Water Science and Technology*, vol 58(8), ss. 1555–1562.
- 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*, vol. 45, ss. 599–6010.
- Sahlén, K., Söderström, M. & Mård, T. (2011). Kväveberikning och skogsgödsling med torkat granulerat avloppsslam. SVU Rapport Nr 2011-09.
- SCB (2010). Utsläpp till vatten och slamproduktion 2010. Statistiska meddelanden, MI 22 SM1201. Statistiska Centralbyrån, Stockholm. http://www.scb.se/Statistik/MI/MI0106/2010A01/MI0106_2010A01_SM_MI22SM1201.pdf.
- SCB (2011a). Utsläpp till vatten och slamproduktion 2010 Kommunala reningsverk, skogsindustri samt övrig industri. MI 22 SM 1201.
- SCB (2011b). Torv 2011: Produktion, användning och miljöeffekter, MI 25 SM1201. Statistiska Centralbyrån, Stockholm. http://www.scb.se/Statistik/MI/MI0809/2011A01/MI0809_2011A01_SM_MI25SM1201.pdf.
- Sommer, S. G., Møller, H. B. & Petersen, S. O.: Reduktion af drivhusgasemission fra gylle og organisk affald ved biogasbehandling, DJF, Nr. 31, 2001.
- Stadskontoret (2009). Effekter på priset för handelsgödsel när skatten på kväve i handelsgödsel avskaffas – en delrapport. Rapport 2009/275-5. <http://www.statskontoret.se/upload/publikationer/2010/2010108.pdf>.
- Starberg K., Haglund J-E., S. O. Hultgren, J. (1999). Slamförbränning, VA-Forsk rapport1999-11, VAV AB.
- STOWA (2010). Emissies van broeikasgassen van rwzi's (Emissions of greenhouse gases from wastewater treatment plants) (In Dutch). Report no. 2010-08. STOWA, Amersfort, the Netherlands.
- Tangsubkul, N., Beavis, P., Moore, S. J., Lundie, S., & Waite, T. D. (2005). Life-cycle assessment of water recycling technology. *Water Resources Management*, vol. 19 (5) ss. 521–537.
- Tillman, A-M., Svingby, M. & Lundström, H. (1998). Life Cycle Assessment of Municipal Waste Water Systems. *International Journal of Life-cycle assessment*, vol. 3(3), ss. 145–157.
- Uggetti, E., Ferrera, I., Arias, C., Brix, H. & García, J. (2012). Carbon footprint of sludge treatment reed beds, *Ecological Engineering*, vol. 44, ss. 298–302.
- UKWIR (2012). Workbook for Estimating Operational GHG Emissions, Version 6 (12/CL/01/14), ISBN:1 84057 623 5.

- UNFCCC (1992). United Nations Framework Convention on Climate Change. http://unfccc.int/files/essential_background/background_publications_htmlpdf/application/pdf/conveng.pdf.
- Urban, W., Girod, K. & Lohmann, H. (2008). Technologien und Kosten der Biogasaufbereitung und Einspeisung in das Erdgasnetz. Ergebnisse der Markterhebung 2007–2008. Fraunhofer UMSICHT.
- USGS (U.S. Geological Survey) (2010). Phosphate rock U.S. Geological Survey. MineFral Commodity Summaries, January, 2010.
- Weidema, B. P., Thrane, M., Christensen, P., Schmidt, J. & Løkke, S. (2008). Carbon Footprint – A Catalyst for Life Cycle Assessment? *Journal of Industrial Ecology*, ISSN 1088-1980, 02/2008, vol.12(1), ss. 3–6.
- Weissenbacher, N., Takacs, I., Murthy, S., Fuerhacker, M. & Wett, B. (2010). Gaseous nitrogen and carbon flux from a full-scale deammonification plant. *Appl. Environ. Microbiol.* Vol. 76(18), ss. 6304–6306.
- Wett, B., Buchauer, K. & Fimml, C. (2007). Energy self-sufficiency as a feasible concept for wastewater treatment systems. IWA Leading Edge Technology Conference, Singapore, Asian Water, Sept. 2007, 21–24.
- Wiedmann, T. & Minx, J. (2008). A definition of 'Carbon footprint'. In: C. C. Pertsova, *Ecological Economics Research Trends: Chapter 1*, Nova Science Publishers, Hauppauge NY, USA, ss. 1–11.
- Willén, A., Rodhe, L., Jönsson, H. & Pell, M. (2011). Comparison of reduction potential of greenhouse gases from storage of different types of sewage sludge under Swedish conditions. Presenterat vid konferensen IWA Holistic Sludge i Västerås, Sverige maj 2013.
- Vogt, R., Knappe, F., Griegrich, J. & Detzel, A. (2002). *Ökobilanz Bioabfallverwertung: Untersuchungen zur Umweltverträglichkeit von Systemen zur Verwertung von biologisch-organischen Abfällen*. Erich Schmidt, Berlin, Germany.
- VROM (2008). Protocol 8136 afvalwater, t.b.v. nir 2008, uitgave maart 2008; 6b CH₄ en N₂O uit afvalwater.
- Yara (2013). Klimatavtryck. http://www.yara.se/doc/30031_Klimatavtryck_broschyr.pdf.
- Östlund, C. (2003). Förbränning av kommunalt avloppsvattenslam. VA-Rapport Nr B 2003-102.

Bilagor

Bilaga 1 Resultat från känslighetsanalyser

Grå celler innebär att den förändrade parametern är irrelevant för respektive verk.

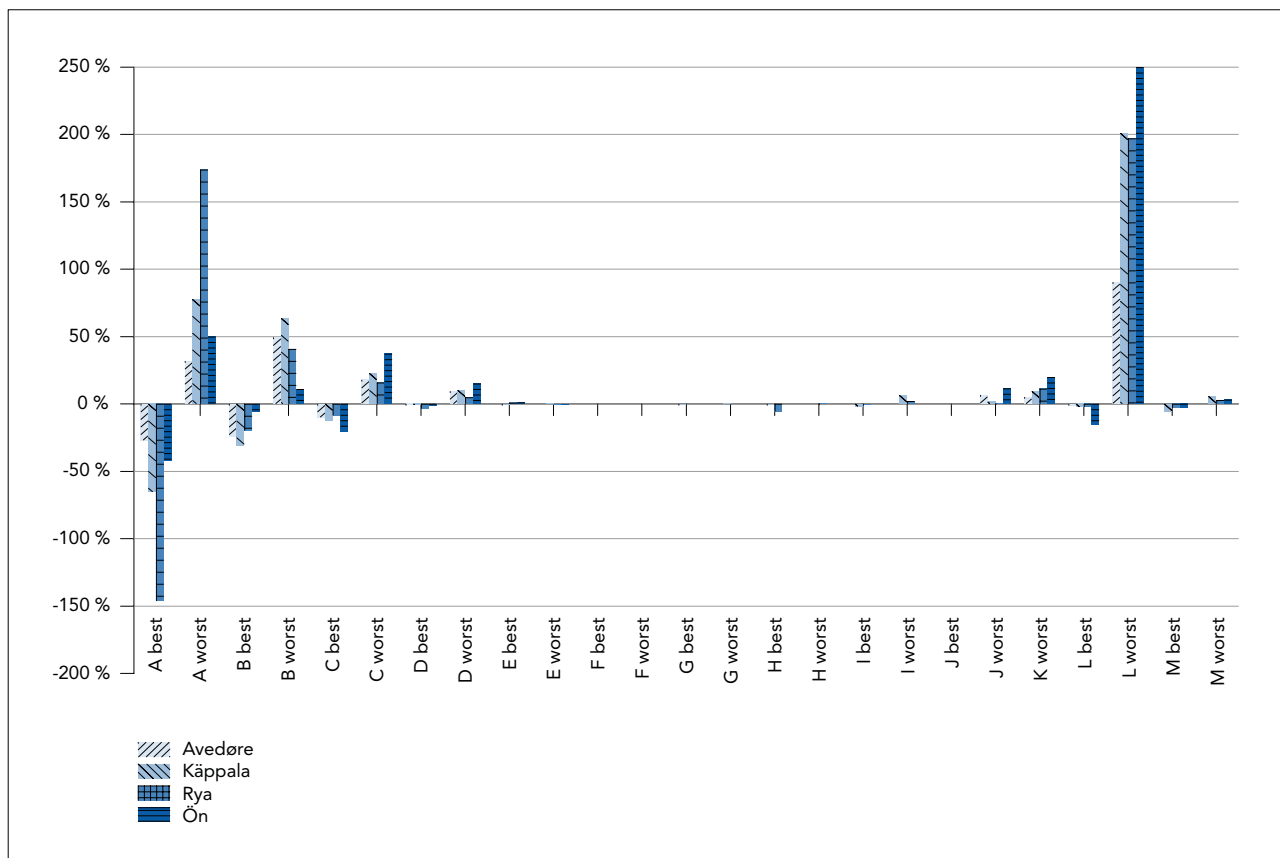
		Elproduktion		Lustgasemissioner avloppsvattenrening		Metanemissioner avloppsvattenrening		Metanemissioner biogasproduktion		Kvävegödsel-substitution		Fosforgödsel-substitution		
		Best	Worst	Best	Worst	Best	Worst	Best	Worst	Best	Worst	Best	Worst	
		A	A	B	B	C	C	D	D	E	E	F	F	
Avedøre	ton CO _{2e} /år	9 809	7 177	12 933	7 451	14 670	8 852	11 565	9 738	10 735	9 809	9 809	9 809	9 809
	% avvikelse från basfall	0	-27%	32%	-24%	50%	-10%	18%	-1%	9%	0%	0%	0%	0%
Käppala	ton CO _{2e} /år	19 204	6 635	34 120	13 274	31 427	16 826	23 562	19 053	21 148	19 112	19 240	19 199	19 237
	% avvikelse från basfall	0	-65%	78%	-31%	64%	-12%	23%	-1%	10%	0%	0%	0%	0%
Rya	ton CO _{2e} /år	42 313	-19 638	115 845	33 965	59 524	38 671	48 992	40 821	44 333	42 632	42 185	42 312	42 319
	% avvikelse från basfall	0	-146%	174%	-20%	41%	-9%	16%	-4%	5%	1%	0%	0%	0%
Ön	ton CO _{2e} /år	2 891	1 676	4 337	2 738	3 207	2 305	3 967	2 858	3 326	2 921	2 879	2 891	2 891
	% avvikelse från basfall	0	-42%	50%	-5%	11%	-20%	37%	-1%	15%	1%	0%	0%	0%

64

		Emissioner från kvävegödselproduktion		Emissioner från torvbrytning		Metanemissioner från slamlagring		Lustgasemissioner från biogasförbränning		Metanemissioner från recipient		Lustgasemissioner från recipient		Kolinlagring	
		Best	Worst	Best	Worst	Best	Worst	Best	Worst	Best	Worst	Best	Worst	Best	Worst
		G	G	H	H	I	I	J	J	K	K	L	L	M	M
Avedøre	ton CO _{2e} /år	9 809	9 809	9 809	9 809	9 808	9 814	9 807	10 456	9 809	10 313	9 713	18 681	9 809	9 809
	% avvikelse från basfall	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	7%	0%	5%	-1%	90%	0%	0%
Käppala	ton CO _{2e} /år	19 105	19 271	19 107	19 211	18 890	20 455	19 202	19 498	19 204	21 030	18 790	57 824	18 129	20 276
	% avvikelse från basfall	-1%	0%	-1%	0%	-2%	7%	0%	2%	0%	10%	-2%	201%	-6%	6%
Rya	ton CO _{2e} /år	42 308	42 316	39 979	42 518	42 096	43 182	42 312	42 554	42 313	47 036	41 411	125 715	41 058	43 567
	% avvikelse från basfall	0%	0%	-6%	0%	-1%	2%	0%	1%	0%	11%	-2%	197%	-3%	3%
Ön	ton CO _{2e} /år	2 891	2 891	2 891	2 891	2 891	2 892	2 890	3 225	2 891	3 470	2 455	43 278	2 804	2 978
	% avvikelse från basfall	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	12%	0%	20%	-15%	1 397%	-3%	3%

Bilaga 2 Resultat från känslighetsanalyser (enligt tabell 6-4) som procentuell avvikelse från den klimatpåverkan som uppstår i basfallet från respektive verk.

Observera att för Öns reningsverka i känslighetsanalys L "worst" så uppgår förändringen till cirka 1400%, y-axeln har kapats vid 250% för att underlätta jämförelse.





Box 14057, 167 14 Bromma

Tel 08 506 002 00

Fax 08 506 002 10

E-post svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se