



Sveriges
lantbruksuniversitet

”Rätt avlopp på rätt plats” – Livscykelanalys av tre enskilda avloppsanläggningar

”Right sewage system in the right place”
- Life cycle assessment of three on-site
wastewater treatment options

Helene Sörelius Kiessling

REFERAT

”Rätt avlopp på rätt plats” – Livscykelanalys av tre enskilda avloppsanläggningar

Helene Sörelius Kiessling

Problemen med övergödning i Östersjön och i Sveriges insjöar är stort och enskilda avlopp pekats ut som en central aktör, framförallt beträffande fosforutsläppen. I Sverige finns det ungefär en miljon enskilda avloppssystem och nästan hälften av dessa har en så pass bristande vattenrening att de inte uppfyller gällande lagstiftning. Utvecklingen av nya tekniker för rening av avloppsvatten har länge strävat efter att minska utsläppen av övergödande ämnen, detta ibland på bekostnad av andra utsläpp, så som växthusgaser och försurande ämnen.

Det här examensarbetet har därför med hjälp av metodik från livscykelanalys (LCA) utvärderat tre enskilda avloppssystem med tanke på deras utsläpp av växthusgaser, försurande gaser samt övergödande ämnen. Då misstanke också fanns att de lokala platsegenskaperna påverkar de enskilda avloppssystemens totala miljöpåverkan, utfördes även en intervjustudie med ett antal av landets kommuner. I intervjustudien gjordes ett försök att identifiera de platsegenskaper som påverkar valet och utformningen av de enskilda avloppssystemen. De tre avloppssystemen som ingick i studien är markbädd samt kompaktfilter i kombination med antingen ett reaktivt filter med Polonite[®], eller i kombination med kemfällning.

Resultatet av studien visade att markbädden hade lägst utsläpp av både växthusgaser och försurande gaser, men högst utsläpp av övergödande ämnen. De två fosforreducerande systemen uppvisade betydlig bättre potential för att reducera övergödande ämnen, men detta på bekostnad av större utsläpp av växthusgaser och försurande gaser, speciellt i fallet med det reaktiva filtersystemet. Lokala platsegenskaper, så som näringsretention, visade sig spela en central roll för de undersökta avloppssystemens totala miljöpåverkan. I områden med hög fosforretention under vattnets väg till havet skulle avloppssystem med höga utsläpp av fosfor (så som det markbaserade systemet) kunna vara försvarbara. På de platser i landet där övergödningen är problematisk finns det dock motiv för att använda fosforreducerande system.

Nyckelord: enskilda avloppssystem, livscykelanalys, LCA, markbädd, reaktivt filtersystem, kemfällande system, Polonite[®]

*Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU),
Box 7014, SE-750 07 Uppsala, Sverige
ISSN 1401-5765*

ABSTRACT

"Right sewage system in the right place" - Life cycle assessment of three on-site wastewater treatment options

Helene Sörelius Kiessling

The problem with eutrophication in the Baltic Sea and in Swedish lakes is serious and on-site wastewater treatment systems are considered important, especially for phosphorus emissions. There exist about one million on-site wastewater treatment systems in Sweden and almost half of them do not meet current legislation. Development of new technologies for on-site wastewater treatment systems has for a long time been focused on reducing emissions of eutrophying substances. However, there is a risk that this reduction could be achieved at the expense of other emissions, such as greenhouse gases and acidifying substances.

This master thesis has therefore by use of life cycle assessment (LCA) evaluated three on-site wastewater treatment systems considering their total emission of greenhouse gases, acidifying gases and eutrophying substances. Because local site characteristics were thought to affect the sewage systems overall environmental impact, an interview study were also carried out with a number of municipal officials. The interview study was designed to identify the local site characteristics that influence the selection and design of the on-site wastewater treatment systems. The three sewage systems included in the study were a soil treatment system with surface water discharge and a compact biological filter in combination with either a reactive filter module with Polonite[®], or in combination with chemical precipitation.

The results of the study reveal that the soil treatment system had the lowest emissions of both greenhouse gases and acidifying gases, but the largest emissions of eutrophying substances. The two phosphorus reducing systems showed significantly greater potential to reduce the emissions of eutrophying substances, but at the expense of larger emissions of greenhouse gases and acidifying gases, especially in the case of the reactive filter system. Local site characteristics such as the retention of nutrients, proved to play a vital role in the investigated sewage systems overall environmental impact. In areas with high retention of phosphorus sewage systems with high emissions of phosphorus (such as the soil treatment system) were favored. However, in areas where eutrophication is problematic, it is justified to use phosphorus reducing systems.

Key words: on-site wastewater treatment systems, life cycle assessment, LCA, soil treatment system, reactive filter system, chemical precipitation system, Polonite[®]

*Department of energy and technology, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Box 7014, SE-750 07 Uppsala, Sweden
ISSN 1401-5765*

FÖRORD

Detta examensarbete utgör avslutningen på civilingenjörsutbildningen i Miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet. Arbetet har utförts på JTI - Institutet för jordbruks- och miljöteknik i Uppsala och omfattar 30 hp.Handledare var David Eveborn på JTI.

Jag vill framförallt tacka min handledare David för all vägledning och stöd jag fått under arbetets gång. Det var dina idéer och våra ändlösa diskussioner som ledde fram till det här examensarbetet. Jag vill också rikta ett stort tack till Erik Kärrman på CIT Urban Water Management i Stockholm för att du guidat mig genom livscykelanalysens snåriga värld. Tack också till min ämnesgranskare Håkan Jönsson, Institutionen för energi och teknik på Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), för värdefulla tips och insikter i ämnet.

Ett stort tack också till alla kommuner som deltagit i min studie, till Biotech och till Faruk Djodjic utan er hade det här examensarbetet inte varit möjligt.

Slutligen vill jag vända mig till alla medarbetare på JTI och tacka för att ni mottagit mig med öppna armar och fått mig att känna mig som en del av gänget. Det har varit jättekul att lära känna er!

Helene Sörelius Kiessling

Uppsala, april 2013

*Copyright © Helene Sörelius Kiessling och Institutionen för energi och teknik, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU)
UPTEC W13004, ISSN 1401-5765
Publicerad digitalt vid institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet,
Uppsala, 2013*

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

”Rätt avlopp på rätt plats” – Livscykelanalys av tre enskilda avloppsanläggningar

Helene Sörelius Kiessling

I Sverige pekas ofta övergödningen av Östersjön och sjöar ut som ett stort lokalt miljöhot. Övergödning uppkommer då en alltför stor mängd näringsämnen har strömmat in i ett vattendrag. Den ökade mängden näringsämnen leder nämligen till en ökad tillväxt av organiskt material så som växtplankton och alger. När produktionen av organiskt material överstiger konsumtionen kommer överskottsmaterialet att ansamlas på botten av vattnet. Där kan det sen leda till syrebrist, något som betydligt försvårar levnadsvillkoren för många av de vattenlevande organismerna. De största utsläppskällorna för näringsämnena fosfor och kväve i Sverige är jordbruket, reningsverken och de enskilda avloppssystemen.

Bara i Sverige finns det ungefär en miljon enskilda avloppssystem och nästan hälften av dessa har en så bristande rening att de inte uppfyller gällande lagstiftning. Utvecklingen av enskilda avloppsreningsverk går framåt och fokus har länge legat på att försöka minska utsläppen av övergödande ämnen till närmiljön. Nackdelen är att andra utsläpp som bidrar till exempelvis växthuseffekten eller sur nederbörd då ibland kommit i skymundan. Livscykelanalys (LCA) är en metod för att redovisa den totala miljöpåverkan som en produkt ger upphov till. I en LCA kartläggs hela produktens livscykel, från råvaruutvinning, via tillverkningsprocessen och användning till den slutliga avfallshanteringen.

Det här examensarbetet har med hjälp av metodik från livscykelanalys utvärderat tre enskilda avloppssystem med avseende på deras utsläpp av växthusgaser, försurande gaser samt övergödande ämnen. Då misstanke också fanns att de lokala platsegenskaperna påverkar de enskilda avloppssystemens totala miljöpåverkan, utfördes även en intervjustudie med miljöinspektörer i fjorton av landets kommuner. I intervjustudien gjordes ett försök att identifiera de platsegenskaper som påverkar valet och utformningen av de enskilda avloppssystemen. De tre avloppssystemen som ingick i studien är markbädd samt kompaktfilter i kombination med antingen ett reaktivt filter med Polonite[®], eller i kombination med kemisk fällning. Förhoppningen finns att den här studien ska kunna hjälpa kommunerna att fatta bättre, mer helhetsbaserade beslut, utifrån de lokala förutsättningarna på platsen.

Resultatet av studien visade att markbädden hade lägst utsläpp av både växthusgaser och försurande gaser, men högst utsläpp av övergödande ämnen. De två fosforreducerande systemen uppvisade betydlig bättre potential för att reducera övergödande ämnen, men detta på bekostnad av större utsläpp av växthusgaser och försurande gaser, speciellt i fallet med det reaktiva filtersystemet.

Lokala platsegenskaper, så som näringsretention, visade sig spela en central roll för de undersökta avloppssystemens totala miljöpåverkan om vi förutsätter att det är Östersjön

eller Västerhavet som vi avser att skydda. I områden med hög fosforretention under vattnets väg till havet kan avloppssystem med höga utsläpp av fosfor (så som det markbaserade systemet) vara försvarbart. På de platser i landet där övergödningen är problematisk finns det dock motiv för att använda fosforreducerande system.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

REFERAT	II
ABSTRACT	III
FÖRORD	IV
POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING	V
1 INLEDNING	1
1.1 BAKGRUND	1
1.2 SYFTE	1
1.3 AVGRÄNSNINGAR	1
2 TEORI	2
2.1 METODBESKRIVNING AV LIVSCYKELANALYS	2
2.2 TIDIGARE MILJÖSYSTEMANALYSER INOM OMRÅDET	2
2.3 SYSTEMKOMPONENTER	4
2.3.1 Slamavskiljare	4
2.3.2 Markbaserad rening	5
2.3.3 Fosforavskiljning	7
2.3.4 Slamhantering	8
2.3.5 Övergödningsproblematiken	8
3 METOD	9
3.1 INTERVJUSTUDIE	9
3.2 LIVSCYKELANALYS	10
3.2.1 Mål och omfattning av LCA - studien	10
3.2.2 Studerade avloppssystem	14
3.2.3 Antaganden	17
4 RESULTAT	25
4.1 INTERVJUSTUDIE	25
4.2 LIVSCYKELANALYS	26
4.2.1 Återföring av fosfor	28
4.2.2 Förändrad retention	28
4.2.3 Normalisering	29
4.2.4 Känslighetsanalys	31
5 DISKUSSION	34
5.1 FELKÄLLOR OCH OSÄKERHETER	34

5.1.1	Komponenternas livslängd	34
5.1.2	Slamtömningen.....	34
5.1.3	Reduktionen av fosfor	34
5.1.4	Näringsläckaget från jordtillverkningen	35
5.1.5	Begränsningar med LCA	35
5.2	LOKALA PLATSFÖRUTSÄTTNINGAR.....	35
5.3	ÅTERFÖRING AV FOSFOR.....	36
5.4	NORMALISERINGENS BETYDELSE.....	37
5.5	VILKET AVLOPPSSYSTEM ÄR ATT FÖREDRA?	37
6	SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER	39
7	REFERENSER.....	40

1 INLEDNING

1.1 BAKGRUND

Miljön och människans livsstil står inför ett antal stora miljöhot som, ifall de inte åtgärdas snart, kommer få katastrofala följder både ekonomiskt och socialt. I Sverige pekas ofta övergödningen av Östersjön och sjöar ut som ett stort lokalt miljöhot. Bara fosforutsläppen från enskilda avlopp beräknas utgöra 10-20 % av den totala fosforbelastningen på Östersjön orsakad av mänsklig aktivitet (Naturvårdsverket, 2008a). Fosfor är dessutom en ändlig resurs och vikten av att återföra fosfor till jordbruksmark poängteras då forskning visat att vi inom en överskådlig framtid kommer att ha passerat gränsen för när efterfrågan överskrider produktionen av fosfor (Cordell m.fl., 2009). Trots att ett av Sveriges miljömål säger att minst 60 % av alla fosforföroreningarna i avloppsprodukter (så som slam och filtermaterial) år 2015 ska återföras till produktiv mark, är satsningarna inom området små (Naturvårdsverket, 2013). Det finns en utbredd rädsla att bland annat tungmetaller och bakterier i avloppsslammet ska överföras till människan.

I dagsläget finns det ungefär en miljon enskilda avloppsanläggningar i Sverige och enligt Palm (2005) består cirka 40 % utav dessa enbart av en slamavskiljare, något som inte uppfyller gällande lagstiftning. Att utveckla och utvärdera avloppsreningstekniker är därför av största vikt. I Sverige är det Naturvårdsverkets nya allmänna råd som agerar som riktmärke vid anläggandet av enskilda avloppssystem (Naturvårdsverket, 2006). Fokus i de allmänna råden ligger på själva reningsfunktionen i avloppssystemen och reglerar på så viss utsläppen av övergödande ämnen. Tyvärr hamnar däremot andra utsläpp som uppstår under exempelvis produktion, drift och sluthantering av anläggningar och restprodukter i skymundan. Dessutom bör de lokala platsegenskaperna kunna påverka de enskilda avloppssystemens totala miljöpåverkan, något som inte heller tas i något större beaktan i dagens lagstiftning.

1.2 SYFTE

Det övergripande syftet med det här examensarbetet är att med hjälp av metodik från livscykelanalys (LCA) utvärdera tre småskaliga avloppssystem för rening av avloppsvatten samt undersöka vilka lokala förutsättningar som är mest avgörande för avloppssystemens totala miljöpåverkan.

Förhoppning finns att den här studien ska kunna hjälpa kommunerna att fatta bättre, mer helhetsbaserade beslut, utifrån de lokala förutsättningarna på platsen.

1.3 AVGRÄNSNINGAR

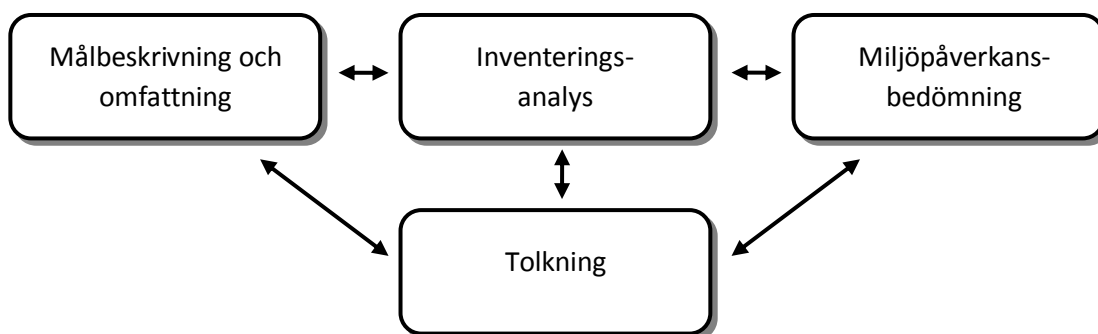
Eftersom studien fokuserar på att utvärdera systemens miljöpåverkan kommer ingen hänsyn att tas till användarvänligheten eller kostnaden för systemen. Även juridiska aspekter kommer att lämnas utanför den här rapportens ramar.

2 TEORI

2.1 METODBESKRIVNING AV LIVSCYKELANALYS

Hållbar utveckling kräver metoder för att mäta och jämföra miljöpåverkan från mänskliga aktiviteter. Med miljöpåverkan menas utsläpp till miljön eller extraktion av naturresurser. Dessa leder till påfrestningar på miljön, så som klimatförändringar, uttunning av ozonskiktet, övergödning, försurning, förgiftning av miljön, utarmning av naturresurser samt exploatering av land och vatten. Livscykelanalys (LCA) ger möjlighet att identifiera och kartlägga var utsläppen och resursförbrukningen sker i produktens livscykel och möjliggör på så sätt förbättringar (Rebitzer m.fl., 2004).

LCA är indelat i fyra faser; mål och omfattning, inventering, miljöpåverkansbedömning och tolkning (se figur 1). Första delen (mål och omfattning) beskriver målet och syftet med analysen samtidigt som det ger en bild av analysens omfattning, en beskrivning av den studerade produkten samt avgränsningar i tid och rum (systemgränser). Andra delen (inventeringen) innebär att data samlas in för alla in- och utflöden av material och energi i produktens livscykel, som är definierat inom systemgränserna. Tredje delen (miljöpåverkansbedömningen) genomförs för att identifiera den potentiella miljöpåverkan som uppstår under produktens livscykel. I den sista delen (tolkningen) tolkas resultatet och analysen förbättras vid behov, här kommer också en eventuell normalisering och känslighetsanalys in. I normaliseringen relateras utsläppen från livscykeln med det totala utsläppet som sker i ett geografiskt område (exempelvis Sverige eller världen). Känslighetsanalysen har som syfte att undersöka analysens robusthet och pålitlighet genom att testa de använda parametrarna och se till vilken utsträckning detta påverkar resultatet (Rydh m.fl., 2002).



Figur 1. Principskiss över livscykelanalysens struktur. Modifierad från Rydh m.fl., (2002).

2.2 TIDIGARE MILJÖSYSTEMANALYSER INOM OMRÅDET

En hel del miljösystemanalyser har gjorts inom vatten- och avloppsområdet (VA-området), speciellt på kommunala avloppsreningsverk. De flesta studierna har dock varit plats specifika och resultatet var således specifikt för det undersökta området. Ett av syftena med den här studien var att belysa just de skillnader av systemens miljöpåverkan som uppstår beroende på de lokala förutsättningarna.

En av de första LCA-studierna inom VA-området var Tillman m.fl. (1996). I studien jämfördes tre olika system för omhändertagande av avloppsvatten. De tre alternativen som undersöktes var konventionell rening i reningsverk, källsortering samt rening i de redan befintliga avloppsreningsystem som fanns på plats (vanligen stenkista och slamavskiljare). En viktig slutsats av studien var att själva driftsfasen hade en större miljöpåverkan på systemet än uppförandet av den. Studien var mycket omfattande och mycket av den insamlade data har kommit att återanvändas i senare studier inom VA.

En annan tidig LCA-studie var Bengtsson m.fl. (1997). I studien jämfördes konventionell rening, urinseparering samt våtkompostering. Rapporten innehåller också en litteraturstudie om växtupptaget av kväve och fosfor från humanurin och slam för att ge en uppfattning om i vilken grad dessa kan ersätta vanligt handelsgödsel. Studien visade att de största miljöfördelarna med de alternativa reningsmetoderna kom från det minskade utsläppet av näring till vatten samt de minskade utsläppen av fossil koldioxid på grund av att de ersatte handelsgödsel. Bengtsson m.fl. (1997) betonade också vikten av utökade systemgränser för att ge en rättvis bild systemens totala miljöpåverkan.

Karlsson (2005) utförde en jämförande miljösystemanalys på två filterbäddar med olika filterbäddsmaterial. Som referens användes konventionella markbäddar och systemen analyserades med hänsyn till naturresurs- och energianvändning, smittskydd, växtnäringsåterföring samt till övergödningspotential. Resultatet av studien visade att filterbäddarna har en god återföringspotential av fosfor, men är betydligt mer energi- och resurskrävande än konventionella markbäddar.

Tidåker m.fl. (2005) undersökte tre möjliga scenarion för återföring av växtnäring till jordbruket i Surahammar, Västmanland. I första scenariot behölls det ursprungliga systemet där allt matavfall och avloppsslam gick till jordtillverkning. I det andra scenariot användes ett separat omhändertagande av matavfallet och slammet. Medan matavfallet komposterades och användas som jordförbättrare, kunde slammet användas direkt som gödsel i jordbruket. I det tredje scenariot separerades BDT-vattnet (bad-, disk- och tvättvatten) från spillvattnet (toalettvattnet). BDT-vattnet behandlades som vanligt i ett reningsverk, medan spillvattnet och det organiska avfallet hygieniserades och rötades. Den rötade slutprodukten användes sedan som gödsel i jordbruket. Det tredje scenariot visade sig ha större primärenergianvändning, men både lägst utsläpp av växthusgaser och eutrofierande substanser av de undersökta systemen. Resultatet av studien visade också att utformningen av uppsamlingsystemet var en viktig aspekt för att hålla nere energianvändning och luftutsläpp.

Weiss (2007) gjorde en jämförande miljösystemanalys av fyra olika enskilda avloppssystem. Avloppssystemen bestod av infiltrationsanläggning, markbädd med kompletterande kemikaliefällning av fosfor samt två typer av filterbäddar i kombination med markbäddar. De undersökta filtermaterialen var Filtra-P och Filtralite® P. De studerade aspekterna var energianvändning, förbrukning av abiotiska resurser, potentialen för global uppvärmning, eutrofiering, försurning och påverkan på mänsklig hälsa. De två sistnämnda kategorierna visade sig dock ha mindre relevans för

slutresultatet. Infiltrationsanläggningen uppvisade bäst resultat i samtliga kategorier förutom i eutrofieringspotential och fosforåtervinning. Detta berodde på dess låga energi- och resursbehov samt långa livslängd. De båda filterbäddarna uppvisade bättre förmåga till reduktion av eutrofierande fosfor, men detta var till priset av hög elförbrukning och höga utsläpp av växthusgaser, speciellt för Filtralite® P. Förfällning av fosfor med kemikalier visade sig ha störst fördelar vad gäller hushållningen med energi och resurser. Weiss uppmuntrar i sin rapport fortsatta studier på filtermaterial av återvunna eller naturliga material.

År 2005 startade Veva-projektet. Veva står för Verktyg för miljöbedömning av VA-system och utvecklades av CIT Urban Water Management AB och Ecoloop AB, i samarbete med Värmdö, Uppsala, Södertälje, Norrtälje och Tanums kommuner samt Stockholm Vatten AB. Verktuget framtogs för att hjälpa konsulter, kommuner och myndighetspersoner att avgöra vilken typ av enskilt avloppssystem som passar bäst i ett specifikt område. Verktuget använder sig av miljösystemanalys och tar hänsyn till parametrar som näringsutsläpp, återföringspotential, tappvattenanvändning samt energianvändning vid produktion, anläggning och driftsfasen, uppdelat i el och fossila bränslen (Urban Water, 2010). En begränsning i verktuget är således att den varken tar hänsyn till förbrukning av andra resurser än vatten, el och fossila energibärare eller till den fossila energins ursprung.

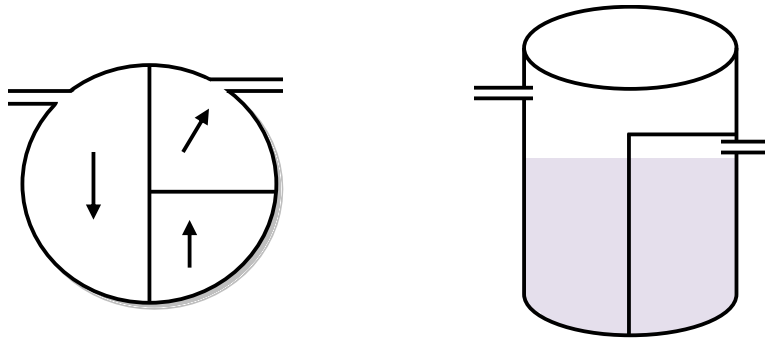
Ett flertal arbeten har gjorts för att vidareutveckla Veva under åren. Exempelvis Holm, (2008). Holms arbete syftade bland annat till att åskådliggöra olika åtgärders påverkan på recipientkvalitén. Hon undersökte möjligheterna att göra detta genom att koppla Veva till olika modeller för transport och retention av näring i vattendrag. Hennes studie visade att detta skulle vara fullt möjligt, exempelvis med hjälp av programmet Fyrismodellen. Av någon anledning kom dock aldrig detta att implementeras i Veva (Holm, pers. medd. 2012).

2.3 SYSTEMKOMPONENTER

Enskilda avloppssystem består av en eller flera olika systemkomponenter som alla ger sitt individuella bidrag till reningen av avloppsvattnet. Avloppsvattnet transporteras i regel mellan komponenterna genom självfall. Nedan följer en redogörelse för några av de vanligaste systemkomponenterna som ingår i enskilda avloppssystem.

2.3.1 Slamavskiljare

Blandat avloppsvattnet kräver i regel någon form av förbehandling för att avlägsna de stora partiklarna från avloppsvattnet innan det går vidare till huvudbehandlingen. Detta görs oftast med hjälp av en slamavskiljare, en så kallad trekammarbrunn (se figur 2). Reningprincipen går ut på att lätta partiklar så som fetter och oljor flyter upp till ytan och bildar ett flytslam, medan andra, tyngre partiklar istället sjunker ner och bildar ett bottenlam i slamavskiljaren (Palm m.fl. 2002). En slamavskiljare måste tömmas regelbundet för att slamavskiljningen ska fungera tillfredsställande. En gång per år är den normala tömningsfrekvensen, men kan behöva ökas något vid kemisk förfällning av fosfor (Avloppsguiden, 2012a).



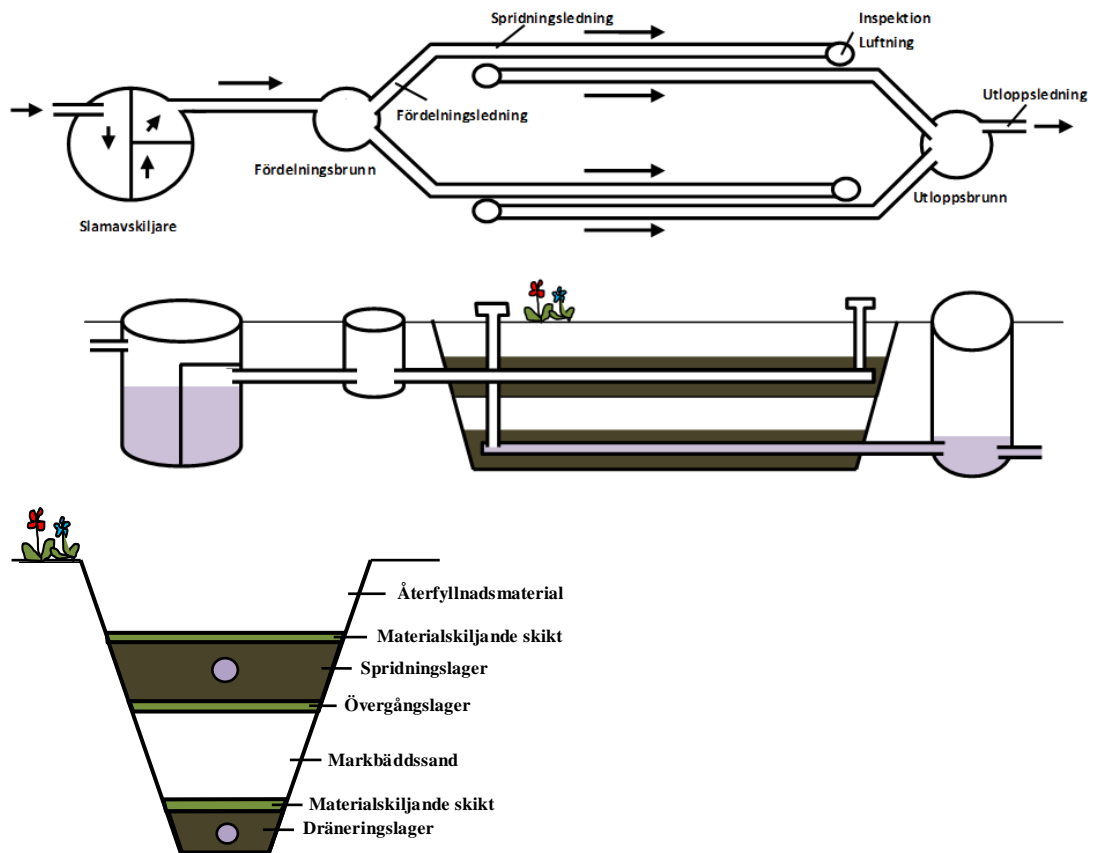
Figur 2. Principskiss av en trekammarbrunn, uppifrån (t.v.) och från sidan (t.h.). Modifierat från Naturvårdsverket (2003).

2.3.2 Markbaserad rening

I dagsläget är markbaserad rening den dominerande tekniken för enskilda avloppssystem i Sverige. Detta beror på att metoden i regel är den billigaste och minst underhållskrävande samt att den har en lång tradition i landet. Reningen av avloppsvattnet i markbaserade system sker genom kemiska och biologiska processer då vattnet passerar markprofilen. I ytskiktet, där tillgången på syre är god, bildas en biohud där de biologiska processerna, så som reduktionen av kväve och organiskt material, kan äga rum. Längre ner i markprofilen sker huvuddelen av fosforreduktionen genom kemisk fastläggning i markmaterialet (Palm m.fl., 2002, Ridderstolpe, 2009).

Markbaserad rening brukar delas in i två kategorier, infiltrationsanläggningar och markbäddar. Reningsprocessen sker på samma sätt för de båda systemen, men skiljer sig med avseende på recipient och markmaterialets ursprung. I infiltrationsanläggningar är grundvattnet recipienten för det behandlade avloppsvattnet och markmaterialet i anläggningen det som ursprungligen fanns på platsen. I markbäddar däremot är det ytvatten som är den huvudsakliga recipienten och markmaterialet är tillfört (Palm m.fl., 2002, Ridderstolpe, 2009).

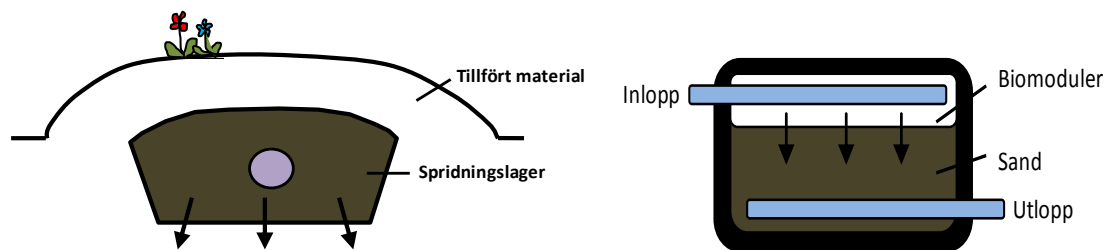
Eftersom en infiltrationsanläggning i regel är den mest kostnadseffektiva avloppssystemet brukar den förespråkas bland fastighetsägarna. Anläggandet av den ställer dock högre krav på platsen eftersom anläggningens reningskapacitet är strikt avhängt platsens förutsättningar. Därför finns det en rad krav (Naturvårdsverket, 2003) som anläggningsplatsen måste uppfylla för att en infiltrationsanläggning ska få uppföras. Rekommendationer ges bland annat på det vertikala avståndet till grundvattnet, det horisontella avståndet till ytvattentäcker samt på jordlagrets mäktighet och kapacitet att transportera bort tillfört vatten. När platsen inte uppfyller Naturvårdsverkets rekommendationer för en infiltrationsanläggning anläggs ofta en markbädd i stället (se figur 3). I markbäddar samlas avloppsvattnet upp och leds till en lämplig ytvattenrecipient (Naturvårdsverket, 2003).



Figur 3. Principskiss för markbädd. Sedd ovanifrån, från sidan och i genomskärning. Modifierad efter Naturvårdsverket (2003).

När avståndet till högsta grundvattenyta inte är tillräckligt kan det ofta gå att åtgärda med hjälp av en upphöjd infiltrations- eller markbäddsanläggning. Vid en upphöjd anläggning läggs spridningsledning och spridarlager ovan marknivå (se figur 4). Vanligen behöver då en pump installeras eftersom dessa system oftast inte kan fördela vattnet enbart med hjälp av självfall (Naturvårdsverket, 2003).

Det blir allt vanligare att markbäddar och infiltrationsanläggningar är anlagda i kombination med artificiella bärrmaterial, så kallade biomoduler. I biomodulerna sker huvudparten av den biologiska reningen och fungerar därmed som ett komplement till sand- eller grusbädden. Då biomodulerna förbättrar spridningen av avloppsvattnet över bäddmaterialet kan i regel markbäddens yta minskas (Avloppsguiden, 2012b). Det finns också varianter där biomodulerna ligger inneslutna i kompakta behållare, så kallade kompaktfiler (se figur 4).



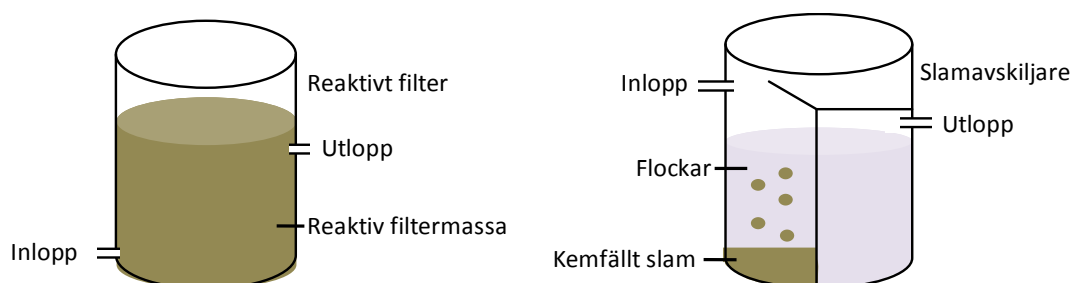
Figur 4. Principskiss för upphöjd infiltration (t.v.) (Modifierat efter Naturvårdsverket, 2003) samt för ett kompaktfiltersystem (t.h.) i genomskärning.

2.3.3 Fosforavskiljning

För att minska mängden fosfor i utgående avloppsvatten är det en del enskilda avloppssystem som anläggs i kombination med ett kompletterande fosforreningsteg. Två möjliga principer för fosforavskiljning är fosforavskiljning genom fastläggning i filtermaterial, så kallat reaktivt filter, och fosforavskiljning genom kemisk fällning (se figur 5).

Vid fosforavskiljning genom fastläggning i filtermaterial sker fosforavskiljningen främst genom utfällning. När avloppsvattnet passerar filtermaterialet kommer ämnen ur detta att lösas upp och ingå föreningar med fosfatjonerna. De bildade föreningarna (ortofosfaterna) fastnar sedan mekaniskt i filtret. Då filtermaterialet kommer att mättas över tiden minskar också dess fosforavskiljande förmåga, varför det måste bytas ut med jämna mellanrum. Det uttjänta filtermaterialet kan då, tack vare sitt fosforinnehåll, nyttjas som näringsresurs. Filtermaterialet har också ett kalkningsvärde. Filtret måste anläggas efter både slamavskiljare och biologisk rening för att minimera risken för igensättning och komplikationer orsakade av att de flesta filtermaterial ger vattnet ett högt pH (Eveborn, 2003).

Vid kemisk fällning avskiljs fosfor genom tillsatts av någon fällningskemikale, ibland kallat flockningsmedel. Kemikalietillsatsen kan ske kontinuerligt direkt i avloppsledningarna inne i fastigheten. Den avskilda fosfor avskiljs sedan i slamavskiljaren. Slambildningen i ett sådant system ökar således och kräver antingen en större slamavskiljare och/eller en mer frekvent slamtömning (Hellström m.fl. 2003).



Figur 5. Principskiss för ett reaktivt filter (t.v.) samt för en slamavskiljare med kemfällning (t.h.) i genomskärning.

2.3.4 Slamhantering

Nästan allt slam behandlas för att reducera antalet mikroorganismer samt minska halten lättnedbrytbart organsikt material som annars kan ge upphov till dålig lukt och smittspridning. Slam från enskilda avloppssystem töms ofta i de kommunala reningsverkens inlopp varpå det behandlas på samma sätt som det inkommande avloppsvattnet (Palm, pers. medd., 2012).

Enligt Naturvårdsverket (2012) är rötning den vanligaste behandlingsmetoden för slam i kommunala reningsverk. Vid rötning bryts de organiska beståndsdelarna i slammet ner under anaeroba förhållanden samtidigt som det bildas biogas. Energiutbytet i processen är beroende av faktorer som pH, temperatur, uppehållstid i reaktorn, omblandning samt näringsinnehåll och vattenhalt i ingående material. Det rötade slammet sprids sedan vanligen på åkermark, används som jordförbättrande medel eller som täckmaterial på deponier.

2.3.5 Övergödningsproblematiken

Problematiken kring övergödningen av Sveriges sjöar skiljer sig åt i landet. I Norrland är problemen med övergödning förhållandevis små, mycket tack vare avsaknaden av jordbruksmark. I Bottenviken har man dock hittat tecken på problem vid stora utsläpp av kväve. Det beror på att skogsmark har ett lågt kväveupptag och att näringsämnet är lätttröligt i marken (Vattenmyndigheten, 2013a). I södra och mellersta Sverige är problemen med övergödning betydligt större och det är då främst fosfor som är boken i dramat (Vattenmyndigheten, 2013b).

Vilket näringsämne som är det begränsande för haven kring Sverige är en omdiskuterad fråga. På uppdrag av Naturvårdsverket formades ett utländskt forskarlag med uppgiften att reda ut övergödningsproblematiken i Östersjön och Västerhavet (Boesch m.fl., 2006). De kom fram till att åtgärder för att minska fosforutsläppen var viktigast för att skydda de kustnära områdena av Östersjön. Beträffande Västerhavet och de centrala delarna av Östersjön var det i stället kvävet som var det begränsande näringsämnet och störst vinning för miljön skulle erhållas genom att hålla dessa utsläpp nere. De poängterar dock komplexiteten i sina resultat och vikten av att hålla nere utsläppen för båda näringsämnena då ett dynamiskt samspel råder (Boesch m.fl., 2006).

3 METOD

Arbetet inleddes med en intervjustudie vars syfte var att undersöka vilka lokala förutsättningar som är mest avgörande för valet och utformningen av enskilda avloppssystem. Därefter selekterades och utvärderades tre enskilda avloppssystem med olika tekniker för rening av avloppsvatten. Utvärderingen gjordes i form av en livscykelanalys och hade som syfte att belysa eventuella skillnader systemen emellan i fråga om skadliga utsläpp till miljön.

3.1 INTERVJUSTUDIE

För att få en representativ bild av hela Sverige valdes 22 kommuner ut med hänsyn till geografi, geologi och befolkningstäthet i landet. Av dessa var det åtta stycken som av olika anledningar inte kunde eller ville delta i studien. De 14 kommunerna som slutligen deltog i intervjustudien kan ses i figur 6. Intervjuerna skedde med kommunernas miljö- och hälsoskyddsinspektörer och utfördes via telefon.

Grundhypotesen i intervjustudien var att samtliga fastighetsägare helst anlägger en infiltrationsanläggning när ett nytt enskilt avlopp ska anläggas, men att det är de lokala platsegenskaperna som avgör om detta är möjligt (se resonemang i avsnitt 0). Därför gjordes antagandet att ju större hinder en platsegenskap utgjorde vid anläggandet av en infiltrationsanläggning, desto mer avgörande var egenskapen för valet och utformningen av de enskilda avloppssystemen. Studien inleddes därför med att ett antal platsegenskaper identifierades som eventuellt skulle kunna utgöra ett hinder vid anläggandet av infiltrationsanläggningar. Sedan tillfrågades respektive kommun huruvida dessa platsegenskaper utgjorde något hinder i just deras kommun. I studien kartlades också fördelningen mellan olika avloppssystem i kommunerna. Fokus låg på de avloppssystem som är godkända enligt Naturvårdsverkets allmänna råd (Naturvårdsverket, 2006). Slutligen tillfrågades också samtliga hälso- och miljöinspektörer ifall eventuell kretsloppspolicy fanns i kommunen. Information om studien och intervjufrågorna skickades på förhand ut till samtliga respondenter. Intervjuerna genomfördes under september 2012 och frågorna redovisas i bilaga 1.

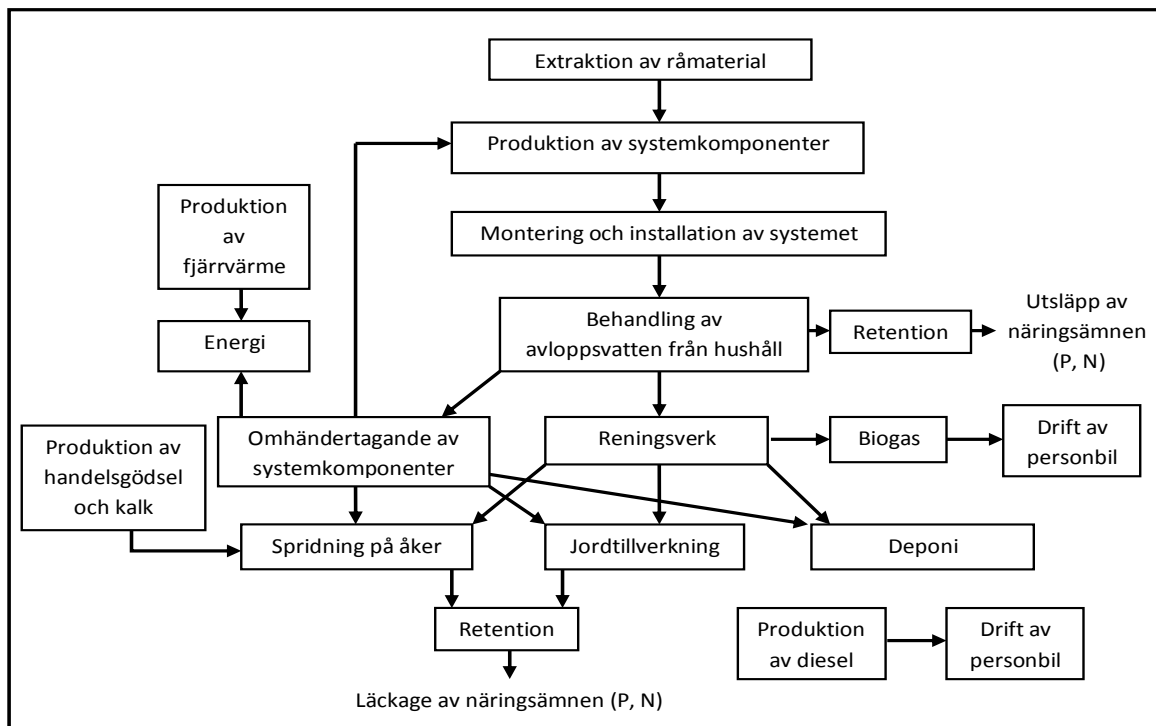


Figur 6. Karta som visar fördelningen av de 14 kommuner som deltagit i intervjustudien. Modifierad från Eniro (2013).

3.2 LIVSCYKELANALYS

3.2.1 Mål och omfattning av LCA - studien

Livscykelanalysen inleddes med att mål och omfattning av studien bestämdes. Som framgår av flödesschemat i figur 7 inkluderar studien hela livscykeln för de enskilda avloppssystemen, från extraktion av råmaterialet och processandet av detta, till drift och slutlig omhändertagande av restprodukter och uttjänt material. På grund av brist på tillförlitlig data har dock miljöpåverkan vid själva produktionen av systemkomponenterna i de flesta fall inte kunnat inkluderas. Istället har miljöpåverkan uppskattats utifrån produktionen av ingående råmaterial. Detta ansågs inte utgöra något större problem då en liknande studie visar att produktionsutsläppen ändå inte bidrog i någon nämnvärd grad till slutresultatet (Weiss, 2007). Emissioner till luft, vatten och mark har inventerats för samtliga delsteg av livscykeln. Unikt för studien är bland annat att den inkluderar det näringsläckage som sker vid slutanvändning av näringsrika produkter (till exempel från handelsgödsel som sprids på jordbruksmarken eller från jorden som används vid jordtillverkningen) och att den tar hänsyn till den retention av näringsämnen som sker innan dessa når en skyddsvärd recipient.



Figur 7. Generell bild över systemet som studeras i livscykelanalysen

Funktionell enhet och utvidgning av systemet

För att göra de olika avloppssystemen jämförbara införs en jämförande enhet, en så kallad funktionell enhet (Guinée, 2002). Som funktionell enhet för projektet valdes ”behandling av avloppsvattnet från en boende under ett år”. Det medför en belastning på 40 m³ avloppsvatten, 5 kg kväve och 0,5 kg fosfor, per boende och år (se resonemang i avsnitt 3.2.3).

Eftersom vissa delsteg i avloppssystemens livscyklar ger upphov till ett positivt utflöde ur systemen, en så kallad ”nytta”, har system utvidgats på några ställen. Denna utvidgning är nödvändig för att kunna jämföra systemen då dessa nyttor uppstår i olika proportioner mellan de studerade avloppssystemen. I den här studien har fyra sådana utvidgningar gjorts.

Eftersom alla tre systemen genererade olika mängder potentiellt gödselmedel för jordbruksmark gjordes en utjämning genom tillägg för produktion och spridningen av handelsgödsel i de system där detta krävdes.

För systemet med det reaktiva filtret tillgodosågs också filtrets kalkningseffekt. Därför kommer de bägge andra systemen att kompletteras med produktion av motsvarande mängd handelskalk.

Då de tre systemen bestod av olika mängder polyeten (plast) gav de vid återvinningsfasen (förbränning) olika mycket potentiell energi. Därför har de två systemen där en mindre mängd energi återvanns genom förbränning av polyeten kompletterats med motsvarande mängd produktion av fjärrvärme. Den Svenska

medelproduktionen av fjärrvärme 2008 gav enligt Värmeforsk (2011) upphov till ett utsläpp på 4,2 g CO₂ ekvivalenter per MJ tillfört bränsle.

Den fjärde och sista utvidgningen gällde den producerade mängden biogas som varierade mellan systemen. Ett vanligt substrat för biogasproduktionen är hushållssopor, men utsläppen vid produktionen av dessa är svårt att kvantifiera. Förbränningen av sopor kan också anses utgöra en nytta för ett annat systems livscykel, vilket komplicerar systemet ytterligare. I den här studien har därför ansatsen varit att alla systemen ska driva en personbil i lika många mil (9,9), antingen på biogas eller på diesel.

Systemgränser

För att kunna definiera omfattningen av studien har ett antal systemgränser satts upp. Dessa brukar vanligen delas in i fyra kategorier; avgränsningar mot natursystem, geografiska avgränsningar, tidsmässiga avgränsningar samt avgränsningar mot andra produkters livscykler (Guinée, 2002).

Avgränsningar mot natursystem

Avgränsningarna mot natursystem anger hur långt material och energiflöden ska följas. För studien har näringsämnen fosfor och kväve följts hela vägen tills de når en ytvattenrecipient. Med hjälp av retentionsdata från Naturvårdsverket (2008b) har hänsyn också tagits till den reduktionen av näringsämnen som sker på vägen till ytvattenrecipienten (för en utförligare förklaring se avsnitt 3.2.3). I studien har eventuella näringsutsläpp vid produktion och installation av komponenterna i avloppssystemen exkluderats. Det beror på att det saknades information om var utsläppen sker och därför inte funnits möjlighet att göra samma typ av retentionsberäkningar som gjorts i övriga systemet. Överslagsberäkningar visade dock att näringsutsläppen från produktionen och installationen av avloppskomponenterna var försumbara i förhållande till de näringsutsläpp som skedde under drift och sluthantering.

Produktionen av dricksvatten har exkluderats då antagande gjorts att de flesta fastighetsägarna har egenbörade brunnar på tomten. Även energiproduktionen för att driva pumpningen av vattnet från brunnen till fastigheten har exkluderats. Detta kunde göras eftersom ren vattenförbrukningen inte är relaterad till vilket av de tre avloppssystemen som är installerat.

Geografiska avgränsningar

Då olika geografiska områden kan vara specifika i många avseenden brukar vanligen systemanalyser appliceras på ett geografiskt avgränsat område. Den här studien har haft Växjö kommun som utgångspunkt för antagande om lokala platsegenskaper som exempelvis transportavstånd m.m. (se bilaga 5 för detaljer om transportavstånd). I många avseenden (exempelvis kommunal slamhantering) har dock statistiskt underlag för Sverige som helhet utgjort ett underlag för uppskattningar.

Tidsmässiga avgränsningar

Här avgränsas hur långt in i framtiden studien sträcker sig. Det är vanligt för den här typen av studie att tidshorisonten väljs efter hur länge systemkomponenterna förväntas användas. I den här miljösystemanalysen har därför tidshorisonten antagits vara 40 år. Beroende på hur långt tidsperspektiv man väljer kommer påverkan från exempelvis läckage att variera. På grund av en alltför stor komplexitet och osäkerhet har inte hänsyn kunnat tas till klimatförändringars eventuella påverkan på systemens framtida prestanda.

Avgränsningar mot andra produkters livscyklar

För att inte livscykelanalysen ska bli alltför omfattande har vissa avgränsningar mot andra produkters livscyklar dragits. I denna studie har exempelvis tillverkning och underhåll av fordon, grävmaskiner och vägar exkluderats. Hänsyn har inte heller tagits till arbetarnas transporter till och från jobbet, eller för konstruktion eller uppförande av kommunala reningsverk, förbränningsanläggningar eller deponier. Inte heller eventuella driftsstörningar, oväntade läckage eller avvikelser i systemen beaktas. Detta är alla vanliga antaganden som görs vid livscykelanalyser (Baumann och Tillman, 2004).

Miljöpåverkanskategorier

För att kunna studera den miljöpåverkan som de olika emissionerna ger upphov till brukar de vanligen delas in i olika miljöpåverkanskategorier (Baumann och Tillman, 2004). I denna studie har potentialen för global uppvärmning, övergödning och försurning studerats. Detta är tre vanliga miljöpåverkanskategorier för den här typen av systemanalyser. Förbrukning av abiotiska resurser och påverkan på den mänskliga hälsan är två andra vanligt förekommande miljöpåverkanskategorier. Efter studier av liknande livscykelanalyser på enskilda avloppssystem (framförallt Weiss, 2007) har dock dessa två valts att exkluderas från denna studie. Detta gjordes eftersom förbrukningen av abiotiska resurser ansågs speglas av potentialen för global uppvärmning, medan påverkan på mänsklig hälsa ansågs vara alltför komplex för att kunna fångas upp i denna studie. För att vikta de olika emissionernas bidrag till miljöpåverkanskategorierna används karakteriseringsfaktorer. Varje miljöpåverkanskategori har sina egna faktorer (se bilaga 4).

Globala uppvärmningspotentialen

Den globala uppvärmningspotentialen bedömdes enligt den modell som Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2007) har framtagit. Enligt IPCC:s modell bidrar koldioxid, metan och lustgas till global uppvärmning. Då det för studien var relevant att visa på samtliga växthusgasers kumulativa effekter över en längre tid valdes 100 år som tidshorisont. Det är också den vanligaste tidshorisonten (Guinée, 2002). Växthusgaserna viktades i relation till koldioxid och är angivna i koldioxidekvivalent per kilogram utsläpp.

Potentiellt försurande utsläpp till luft

Potentialen för försurning kan bedömas enligt en rad olika modeller. I denna studie har endast utsläppet av försurande gaser studerats och således har eventuella försurande utsläpp till vatten förbisetts. I studien har de karakteriseringsfaktorer som presenteras av

Institute of Environmental Sciences (CML, 2012) använts. Dessa är baserade på en studie av Huijbregts (1999). Enligt denna modell är det gaserna kväveoxid, svaveldioxid och ammoniak som bidrar till försurning. Gaserna viktades i relation till svaveldioxid och är angivna i svaveldioxidekvivalent per kilogram utsläpp.

Övergödningspotentialen

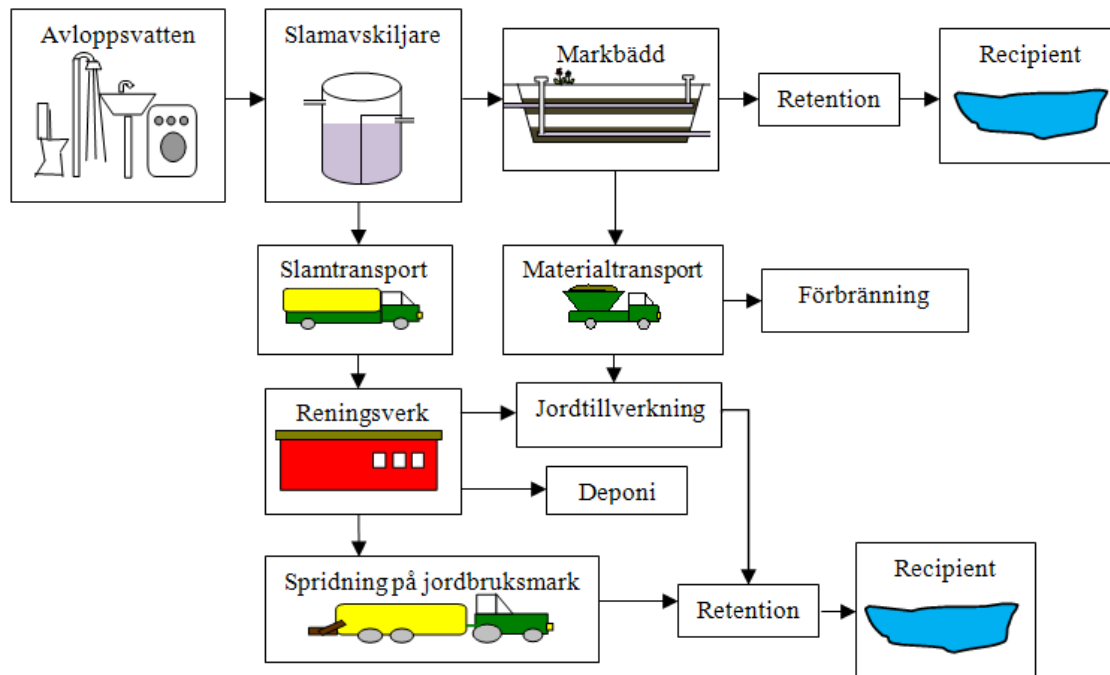
De valda karakteriseringsfaktorerna för övergödningspotentialen är också hämtade från CML (2012) och bygger även de på Huijbregts (1999). De ämnen som anses bidra till övergödning viktades i relation till fosfatjonen och är angivna i fosfatekvivalenter per kilogram utsläpp.

3.2.2 Studerade avloppssystem

I undersökningen ingick tre olika enskilda avloppssystem. Dels undersöktes ett konventionellt markbäddssystem utan extra fosforreducering, dels två typer av fosforreducerande tekniker i kombination med ett kompaktfilter.

Markbaserat system

Det markbaserade systemet (betecknat *Markbaserad*) som ingick i studien utgjordes av en upphöjd markbädd samt en slamavskiljare. I det markbaserade systemet leds avloppsvattnet först via självfall genom slamavskiljaren ner i en uppsamlingsbrunn på tomt. Därefter pumpas det ut över den upphöjda markbädden. Det behandlade avloppsvattnet kommer därefter att samlas upp i dräneringsrör och ledas bort till en annan uppsamlingsbrunn innan det leds vidare till en ytvattenrecipient. Slam från slamavskiljaren töms och transporteras med slamtömningsbilar till det kommunala reningsverket. Där blandas det med inkommande avloppsvatten och behandlas konventionellt. Därefter stabiliseras och rötas slammet innan det antingen sprids på jordbruksmark, används som täckningsmaterial på deponier eller som jordförbättringsmedel. Efter uttjänad tid antas samtliga komponenter i avloppssystemet grävas upp och antingen förbrännas eller användas som jordförbättringsmedel (se figur 8 för en modell över systemet).

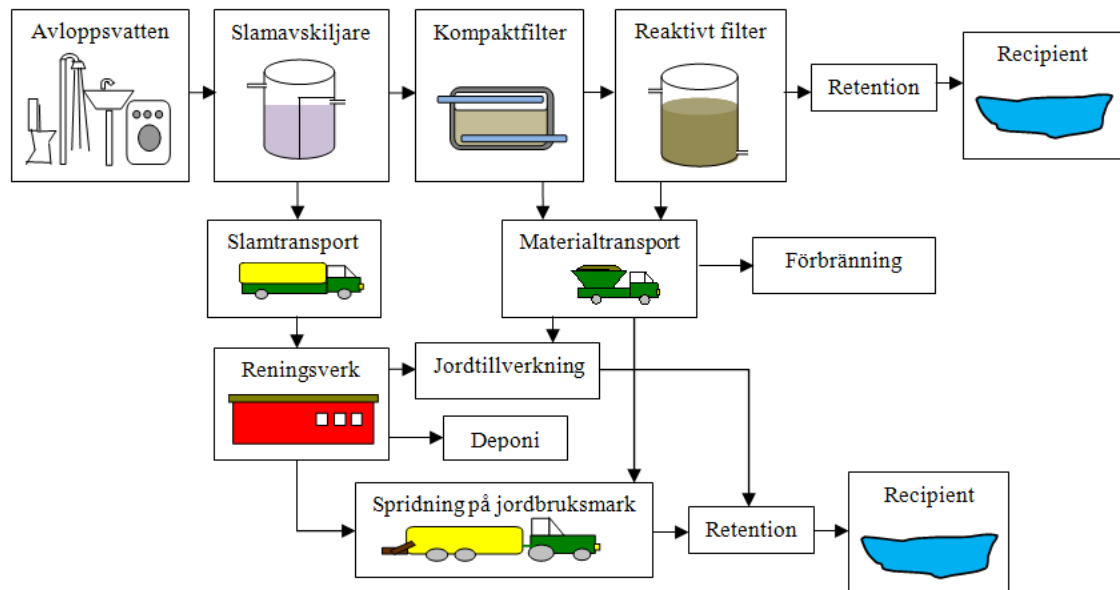


Figur 8. Modell över system Markbaserad med slamavskiljare och markbädd.

Kompaktfilter med efterföljande reaktivt fosforfilter

Det andra systemet (betecknat *R. Filter*) består av slamavskiljare, kompaktfilter och reaktivt fosforfilter. Kompaktfiltret utgörs av en liten kompakt låda bestående av biomoduler och sand (av typen IN-DRÄN Biobädd 5S). Då kompaktfiltret är inneslutet, har väl definierade in- och utlopp samt en mycket begränsad fosforavskiljning är den väl lämpad för att studeras i kombination med extra fosforreducering. Som material i det reaktiva fosforfiltret valdes filtermaterialet Polonite®.

Det utgående avloppsvattnet leds först via självfall genom slamavskiljaren och ut över kompaktfiltret där det tillåts perkolera ner genom biomoduler och sandlager. Därefter samlas det behandlade vattnet upp i uppsamlingsrör och leds vidare till det reaktiva fosforfiltret. Där avskiljs fosfor genom fastläggning i filtermaterialet innan det reade vattnet släpps ut till ytvattenrecipienten. Då det reaktiva filtret har ett visst fosfor- och kalkvärde antas det uttjänade filtermaterialet spridas på åkermark. Någon hygienisering anses inte vara nödvändig eftersom pH i materialet är högt. För omhändertagande av de andra systemkomponenterna samt för slammet görs samma antaganden som för det markbaserade systemet (se figur 9 för en modell över systemet).

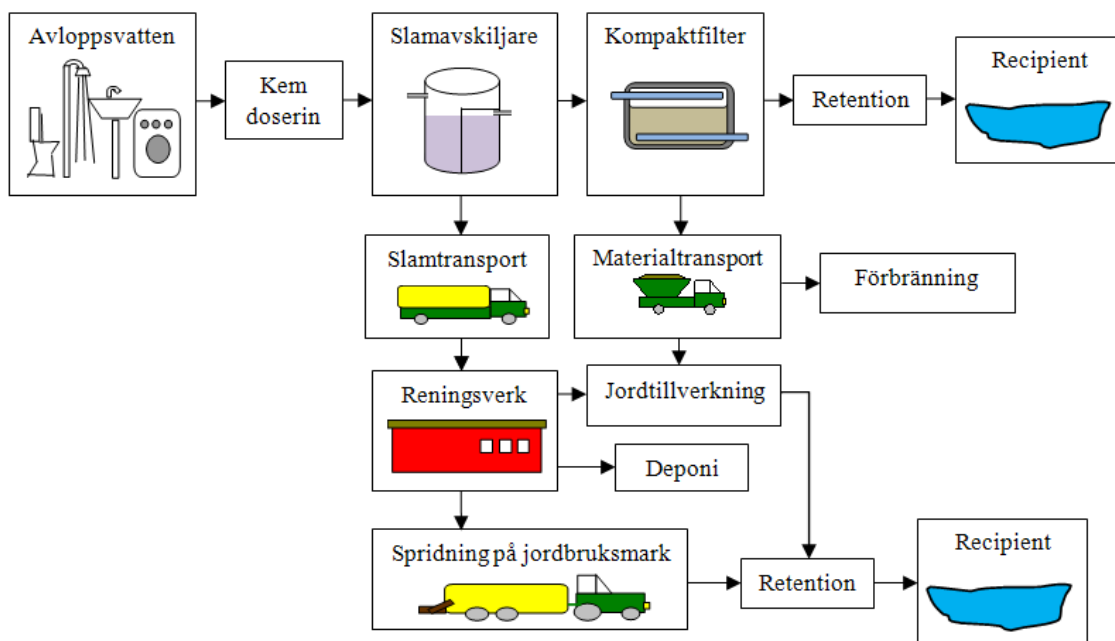


Figur 9. Modell över system R. Filter med slamavskiljare, kompaktfilter och efterföljande reaktivt filter.

Kompaktfilter med kemisk förfällning

Det tredje systemet (betecknat *Kemfällning*) består av slamavskiljare, kompaktfilter och fosforavskiljning genom kemisk förfällning. Det studerade kompaktfiltret är av samma typ som i det reaktiva filterssystemet och den kemiska förfällningen sker med hjälp av PAX, ett aluminiumbaserat fällningsmedel.

Till det från huset utgående avloppsvattnet tillsätts först en fällningskemikalie innan det leds med självfall till slamavskiljaren. Där kommer det mesta av fosfor att fällas ut som slam tack vare den långa uppehållstiden. Därefter pumpas vattnet ut över kompaktfiltret och tillåts perkolera ner genom biomoduler och sandlager innan det slutligen samlas upp i uppsamlingsrör och leds vidare till en närliggande ytvattenrecipient. För omhändertagande av uttjänta systemkomponenter och det kemfällda slammet görs samma antaganden som för de båda andra systemen (se figur 10 för en modell över systemet).



Figur 10. Modell över systemet Kemfällning med kemisk förfällning av fosfor och kompaktfilter.

3.2.3 Antaganden

Nedan redovisas de antaganden, både generella och specifika, som har gjorts i livscykelanalysen. Då dessa antaganden kan ha stor påverkan på resultatet har också en känslighetsanalys genomförts som redovisas i avsnitt 4.2.4.

Spillvattenproduktionen

Spillvattenproduktionen för ett hushåll med BDT- och klosettwatern ligger enligt Naturvårdsverket på cirka 170 liter per boende och dygn (Naturvårdsverket, 2006). I denna rapport har också hänsyn tagits till en genomsnittliga hemmavaron på 65 % (Jönsson m.fl., 2005). Varje hushåll beräknades bestå av 2,6 personer eftersom det ansågs utgöra ett representativt genomsnitt av ett Svenskt hushåll.

Avloppsvattnets sammansättning

Underlagsdata för kväve och fosfor innehållet i avloppsvattnet har hämtats ur Jönsson m.fl. (2005) och redovisas i tabell 1. Värdena i tabellen anger den genomsnittliga mängden näringsämnen som varje person producerar varje dag.

Tabell 1. Avloppsvattnets sammansättning.

Parameter (g/pe ⁻¹ , dygn ⁻¹)	Mängd
N _{tot}	13,87
P _{tot}	1,48

Reningsförmåga hos avloppskomponenterna

Värden för komponenternas reningsförmåga är antingen hämtade från litteraturen eller ansatta till det värde som tillverkaren garanterat (se tabell 2). Reduktionen anges

vanligen i procent, förutom i fallet med fosforreduktion i markbädden och kompaktfiltret då den i stället är baserad på mängden sand.

Tabell 2. Antagen reningsförmåga hos samtliga komponenter som ingår i de olika avloppssystemen (¹Palm m.fl., 2002, ²Eveborn m.fl., 2012, ³Fann, 2012, ⁴Renman, 2008, ⁵antaget).

	Slamavskiljare	Markbädd	Kompaktfiler	Reaktivt filter	Kemfällning
N _{tot}	15 % ¹	45 % ¹	30 % ³	18 % ⁴	15 % ¹
P _{tot}	15 % ¹	*350 g P _{tot} /m ³ sand ²	**350 g P _{tot} /m ³ sand ²	90 % ⁵	90 % ³

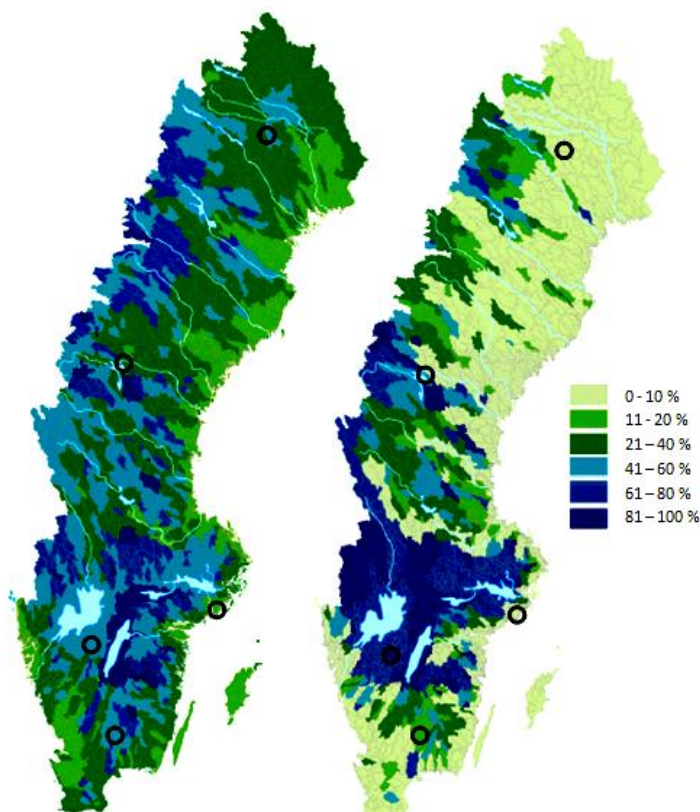
* Vid en belastning på 105 m³ avloppsvatten per hushåll och år (grundfallet) motsvarar detta en fosforreduktion på 36 %

** Vid en belastning på 105 m³ avloppsvatten per person och år (grundfallet) motsvarar detta en fosforreduktion på 0,32 %

Retentionsberäkningar

Retention är här benämningen på den reduktion av fosfor och kväve som sker innan utsläppen från de enskilda avloppssystemen och jordbruksmarken når den skyddsvärda recipienten. Med skyddsvärd recipient i rapporten menas en större vattenansamling så som sjö eller hav.

Eftersom studien initialt hade det lokala perspektivet i fokus, bestämdes närliggande sjön utgöra den skyddsvärda recipienten. Retentionen av kväve och fosfor antogs därför vara, 15 respektive 0 %. Då studien också ville fånga upp eventuella skillnader i landet gjordes även ett antal alternativa systemuppställningar där hav utgjorde den skyddsvärda recipienten (se avsnitt 4.2.2). Där varierades retentionsdata efter var avloppssystemen befann sig i landet (se figur 11 och tabell 3).



Figur 11. Kväve (t. v) och fosforretentionen (t. h.) i procent för utsläpp från jordbruksmark och enskilda avlopp till havet. De svarta ringarna markerar de studerade områdena och resultatet redovisas i tabell 3 (med tillstånd från Naturvårdsverket, 2008b).

Tabell 3. Retentionsdata för olika områden i Sverige med hav som recipient (Naturvårdsverket, 2008b).

Retention (%)	N	P
Gällivare	45	5
Östersund	30	5
Kustområde	15	5
Skövde	50	90
Växjö	50	15

Hantering av avloppsslam

För att ge en generell bild av slamspridningen i Sverige har data hämtats från Statistiska Centralbyrån (SCB, 2012). År 2010 gick 25 % av avloppsslammet till spridning på åkermark, 32 % till jordtillverkning, 20 % till täckmaterial på deponier samt 2 % till skogsmark och förbränning. Samma fördelning har använts i studien. Utsläpp för slamspridning på skogsmark och förbränning har dock försumrats.

Jordtillverkning

Vid jordtillverkning (eller tillverkning av anläggningsjord) används vanligen material med låg mullhalt, så som sand samt slam eller komposterat park- och trädgårdsavfall

(Pireva, 2013, Sörab, 2013). Den tillverkade jorden kan sedan användas vid anläggning av gräsmattor, parker eller vid vägbyggen (Hässleholmmiljö, 2013).

Växttillgängligt kväve och fosfor i avloppsprodukterna

I avloppsprodukterna (så som slam och filtermaterial) kan kvävet och fosfor förekomma i jonform, kemisk fälld form och organisk form. Näringsämnen är dock endast växttillgängliga när de förekommer i jonform och måste därför ofta mineraliseras i jorden innan de kan tas upp av växterna.

Då allt slam från samtliga tre avloppssystemen behandlas i det kommunala avloppsreningsverket antogs fosfor fällas med antingen järn- eller aluminiumjoner. Fällningen av fosfor medför starka bindningar till järnet eller aluminiumet, vilket gör fosfor något svårupptagligt för växterna. I studien har växttillgängligheten för fosfor i slammet antagits ligga på 70 %. Kvävet i avloppsslammet förekommer främst i organiskt bunden form och växttillgängligheten beräknades därför ligga på 30 % (Tidåker m.fl., 2005).

Det finns en rad studier kring växttillgänglighet av fosfor i Polonite[®] (ex. Cucarella m.fl., 2009, Hylander m.fl. 2005, Tylstedt, 2012). I många fall är det dock svårt att avgöra gödseffekten av fosfor i Polonite[®] eftersom produkten också har en kalkeffekt som ofta ger en positiv effekt på växtupptaget. I denna studie antogs att växttillgängligheten för den inbundna fosfor i Poloniten var 90 %. Detta grundades i första hand på att det finns motiv för att anta att fosfor som är bunden till kalcium är mera växttillgänglig än fosfor bunden till järn och/eller aluminium. Järn och aluminiumfosfater är mer stabila än kalciumfosfater vid de pH som normalt råder i jorden (4 - 6) (Eveborn, pers. medd., 2012). Det finns också jämförande studier kring växttillgänglighet i kalciumfällt och järn-/aluminiumfällt slam (Jokinen, 1990) som mycket väl kan tolkas som att utbytet av P från kalciumfälld fosfor är högre.

Då uttjänat markbäddsmaterial och kompaktfiltersand endast innehåller låga halter av näring och inte har något kalkvärde, antas de inte vara av intresse för återföring till jordbruksmark. De förmodas istället efter att de tjänat ut användas som jordförbättrande medel.

Ammoniakavgång från slamhantering

Vid hantering och lagring av avloppsslam sker en betydande kväveavgång, främst i form av ammoniak (Tidåker m.fl., 2005). I slamavskiljaren sker en viss ammoniakavgång, men studier på den exakta mängden saknas. Rapporter om ammoniakavgång vid lagring av stallgödsel finns dock. Enligt Karlsson och Rodhe (2002) avgår 1 % av totalkväve i form av ammoniak för täckt flytgödsel. Detta värde har använts i denna studie.

Efter rötningen av slammet sker ytterligare avgång av ammoniak på grund av lagring och spridning av avloppsslammet. Denna avgång har för studien ansatts till 4 % respektive 35 % (Tidåker m.fl., 2005, Karlsson & Rodhe, 2002).

Gödslingsrekommendationer

Den rekommenderade mängden kväve för en produktion av 5 ton vårsvete per hektar är 130 kg/ha och år (Jordbruksverket, 2012). Den rekommenderade fosforgivan beror på jordens fosforstatus. För en jord med måttlig fosforstatus (P-AI III) anses 15 kg/ha och år för vårsådd vara lämpligt.

Beträffande slamspridningen är det vanligen tungmetallhalten som avgör tillåten spridningsareal, men då dessa flöden inte har följts i studien har i stället den rekommenderade mängden näringsämnen fått avgöra spridningsarealen.

Kväve och fosforläckage från jordbruket och jordtillverkningen

Efter spridning av avloppsprodukterna på jordbruksmark och vid användningen av jorden från jordtillverkning kommer ett visst näringsläckage att ske.

Mängden kväve som läcker från jordbruksmark beror på många olika faktorer, så som jordtyp, gröda och klimat. Det finns ett flertal olika modeller som används för att beräkna detta läckage, men eftersom nödvändig indata saknas, har i stället denna studie använt läckagefaktorer för kväve hämtat ur Tidåker m.fl. (2005). Tidåker m.fl. har med hjälp av en empirisk modell och indata från ett område i Surahammar, landat i läckagefaktorn 25 kg/ha för slamspridning på jordbruksmark. Fosforläckaget har beräknats ligga på 0,5 kg/ha för både slam och handelsgödsel. Siffrorna är baserade på en lerjord i södra Sverige (Tidåker m.fl., 2005). Fosforläckaget vid användning av ett fosformättat reaktivt filter som gödsling och kalkningsmedel antas också ligga på 0,5 kg P/ha. Vid jordtillverkning av sand från markbädden och kompaktfiltret samt från det rötade slammet, antas läckagefaktorn ligga något lägre än för spridning på jordbruksmark, 14 kg N/ha och 0,4 kg P/ha. Detta eftersom anläggningsjorden inte brukas på samma sätt som jordbruksmark.

För att dessa läckagefaktorer ska gälla har antaganden gjorts om att både jordbruksmarken och den tillverkade jorden är gödslade med den rekommenderade näringsgivan (se avsnitt ovan). Beräkningarna har gått till enligt följande:

$$\frac{\text{tillförd mängd näring från avloppssystemen}}{\text{den rekommenderade näringsgivan}} \times \text{läckagefaktorn} = \text{beräknade läckaget}$$

Biogasframställning genom rötning av slam

Energiutbytet vid rötning varierar beroende på material. Torrsubstanshalten (TS) för både det kemiskt fällda och det icke kemiskt fällda slammet antogs i studien ligga på 0,8 %, varav cirka 65 % utgjordes av organiskt material (VS - halten) (Eveborn m.fl., 2008; JTI, 2012). Beräknad volym metan per ton VS var 265 m³ och halten metan i biogas antogs vara 63 % (JTI, 2012). Energiinnehållet i metan beräknades vara 9,67 kWh/m³ (Lantz m.fl., 2009). Utsläppsdata för framställningen av biogas i avloppsreningsverk inkluderar bland annat processer som uppgradering och trycksättning av biogasen (se även bilaga 5 för en mer detaljerad redogörelse).

Elproduktion

För samtlig elproduktion antogs en Svensk elmix förutom i fallet med Polonite[®] tillverkningen. Eftersom Polonite[®] tillverkas i Polen användes i stället data för elproduktion enligt Västeuropeisk elmix.

Markarbeten

Efter konsultation med en erfaren entreprenör har dieselförbrukningen vid anläggandet av de olika systemkomponenterna uppskattats till 40 liter för markbädden, 20 liter för kompaktfiltret samt 40 liter för övriga systemkomponenter (så som slamavskiljare, brunnar och rör) (Entreprenör, pers. medd., 2012). Då anläggning och uppgrävning av uttjänade systemkomponenter antas ske samtidigt har uppgrävningsarbetet försumrats i denna studie.

Transporter

Transport av de uttjänta systemkomponenterna samt av slam, handelsgödsel och kalk antogs ske med en medeltung lastbil. Dessa har en lastkapacitet på 12 ton (Baumann och Tillman, 2004) och en bränsleförbrukning på 0,35 l/km (Hammarström och Yahya 2000). För de anläggningsbilar som fraktar grus och sand antogs samma värden som för den medeltunga lastbilen. Återresan för dessa transporter antogs ske lastfria varför även dessa har inkluderats i studien. För transport av pumpar och fläktar från Italien och Polen gjordes antagande att det sker med så kallade Ro-ro-fartyg med en energiförbrukning på 0,14 MJ/ton och km flyttat material (Stripple, 2001). Övriga materialtransporter och frakt av systemkomponenter antogs ske med tunga lastbilar med trailer. Dessa har en lastkapacitet på 42 ton (Baumann och Tillman, 2004) och en bränsleförbrukning på 0,47 l/km (Hammarström och Yahya, 2000). Då dessa transporter antogs gå fullastade även på tillbakavägen har återresan inte inkluderats i denna studie. Själva spridningen på åker av slam, handelsgödsel, uttjänat filtermaterial samt kalk antogs ske med en traktor av typen Valtra 6600. I samtliga emissionsdata ingår utsläpp vid bränsleproduktionen (se bilaga 5 för detaljer).

Pumpar och fläktar

Både pumpar och fläktar antogs vara producerade av rostfritt stål, där tillverkaren antingen befinner sig i Italien eller i Polen. Den förväntade livslängden var 10 år för pumpar och 15 år för fläktar. Därefter antogs de fraktas till deponi.

Upphöjd markbädd

Enskilda avloppssystem bör enligt Naturvårdsverket (2003) dimensioneras för att rena avloppsvatten för ett hushåll på minst fem personer. Eftersom en viss säkerhetsmarginal även bör finnas har den upphöjda markbädden i studien dimensionerats efter en belastning på 50 liter avloppsvatten per m² och dygn. Detta gav enligt Naturvårdsverkets riktlinjer en erforderlig area på 20 m² (Naturvårdsverket, 2003). Utfyllnadsmassor så som täckmaterial och stabiliseringslager antogs hämtas från platsen. Den beräknade livslängden för markbädden var 20 år, därefter antogs den grävas upp och användas som komponent i jordtillverkning (för fler detaljer se bilaga 6).

Reaktivt filter

Produktionen av det reaktiva filtermaterialet Polonite[®] sker genom upphettning av den sedimentära bergarten opoka. Huvudbeståndsdelarna i opoka är kalcium och kisel (Eveborn, 2003). Den rekommenderade mängden Polonite[®] ligger på 1-2 kg per m³ avloppsvatten och beräknades därför i studien till 157 kg per år och hushåll (Bioptech, 2012). För en 500 kg säck med Polonite[®] ger det en livslängd på 3,2 år vid belastning av avloppsvatten från 2,6 personer. Brytningen av opoka kan liknas vid extraktionen av natursand eller grus, då opokan ligger ytligt och kan grävas upp med lätta grävfordon (Renman, pers. medd. 2013). Oanvänd Polonite[®] har ett pH på ca 11,8, men trots att pH minskar allteftersom det vittrar, krävs ingen hygienisering av filtermaterialet innan spridning tack vare det höga pH värdet (Eveborn, 2003) (för fler detaljer se bilaga 7).

Fällningskemikalie

Fällningskemikalien utgörs av polyaluminiumklorid PAX 21 med en aluminiumhalt på 7,2 % (Hellström m.fl., 2003). Den beräknade doseringsmängden är 15 l/person och år och energiförbrukningen för doseringsanordningen uppgår till 2 kWh/år (Fann, pers. medd., 2012). Kemikalietyllverkningen antogs ske i Malmö (för fler detaljer se bilaga 8).

Kompaktfilter

Produktionen av kompaktfiltret antogs ske i Alunda. Det bestod av biomoduler, sand samt spridnings- och dräneringsrör. Den garanterade livslängden var enligt tillverkaren 10 år (Fann, 2012) och ansattes i studien till 15 år. Därefter antogs de ingående delarna antingen förbrännas för energiåtervinning (polyeten), läggas på deponi (rostfritt stål) eller användas som jordförbättringsmedel (sand).

Slamavskiljare, pumpbrunn, uppsamlingsbrunnar och rör

I studien antogs alla behållare så som slamavskiljare, pumpbrunn och uppsamlingsbrunn samt rör vara tillverkade av polyeten. En av de ledande tillverkarna för avloppskomponenter har sin tillverkning i Alunda nära Uppsala. Emissioner från komponenttillverkningen har försumrats (se resonemang i avsnitt 3.2.1). Livslängden för slamavskiljare, pumpbrunn och uppsamlingsbrunnar ansattes till 40 år. För de ingående rören antogs också en livslängd på 40 år, förutom för spridarröret som fick livslängden 15 respektive 20 år beroende på om de hörde till kompaktfiltret respektive markbädden. Efter förbrukad livstid antogs samtliga komponenter transporteras till en avfallsförbränningsanläggning för förbränning och energiutvinning.

Storleken på slamavskiljarna dimensionerades för en slamtömningsfrekvens på ett år. För det markbaserade systemet, respektive det reaktiva filtersystemet, ansattes därför en slamavskiljare med våt volymen 2 m³. Eftersom det kemfällande systemet genererar betydligt större slamvolym antogs i stället en slamavskiljare med våt volymen 4 m³.

Produktion och förbränning av polyeten

Ett flertal av systemkomponenterna består av plasten polyeten (PE). Polyeten framställs ur råolja och naturgas och i Sverige sker produktionen i Stenungsund. Enligt tillverkare

har polyeten en livslängd på 100 år, men då övriga systemkomponenter inte håller lika länge har antagandet gjorts att även polyetenkomponenterna har en betydligt kortare livslängd. Efter uttjänad livstid antogs samtliga systemkomponenter av polyeten transporteras till en avfallsförbränningsanläggning för förbränning och energiutvinning. Vid förbränningen av ett kilo polyeten bildas 5,00 MJ elenergi och 10,02 MJ fjärrvärme (Ecoinvent, 2012).

4 RESULTAT

4.1 INTERVJUSTUDIE

De mest avgörande platsegenskaperna vid valet och utformningen av enskilda avloppssystem visade sig vara grundvattennivån, infiltrationsförmågan i marken, närheten till skyddsvärt vattendrag samt storleken på fastighetstomterna. Med detta som underlag delades Sverige in i tre typområden. Dessa gavs namnen ”Norra Sveriges inland”, ”Södra Sveriges inland” samt ”Kustområde”. Norra Sveriges inland representerades av två kommuner, Södra Sveriges inland av fem kommuner och Kustområde av sju kommuner.

I Norra Sveriges inland utgjorde samtliga platsegenskaper sällan eller endast ibland ett hinder vid anläggandet av infiltrationsanläggningar i de studerade kommunerna (se tabell 4). Det framkom dock under intervjustudien att långa transportsträckor (främst mellan fastigheten och det kommunala avloppsreningsverket) ofta medförde att ett uppsamlade system, så som ett källsorterande, var mer olämpligt att anlägga på platsen. I Södra Sveriges inland var det infiltrationsförmågan i marken samt närheten till skyddsvärt vattendrag som utgjorde de två största hindren vid anläggandet av infiltrationsanläggningar i de undersökta kommunerna. I Kustområdet var det precis som i Södra Sveriges inland infiltrationsförmågan i marken samt närheten till skyddsvärt vattendrag, men också djupet till grundvattenytan som utgjorde de största hindren vid anläggandet av infiltrationsanläggningar i de undersökta kommunerna.

Tabell 4. De platsegenskaper som utgjorde ett eventuellt hinder vid anläggandet av en infiltrationsanläggning i de tre typområdena, ”Norra Sveriges inland”, ”Södra Sveriges inland” samt ”Kustområde”.

Platsegenskaper	Norra Sveriges inland	Södra Sveriges inland	Kustområde
Djup till grundvattenytan	Sällan ett hinder	Ibland ett hinder	Ofta ett hinder
Infiltrationsförmåga i marken	Sällan ett hinder	Ofta ett hinder	Ofta ett hinder
Närheten till skyddsvärt vattendrag	Ibland ett hinder	Ofta ett hinder	Ofta ett hinder
Storleken på fastighetstomter	Sällan ett hinder	Ibland ett hinder	Ibland ett hinder

I intervjustudien kartlades också hur vanligt förekommande olika enskilda avloppssystemen var i de undersökta kommunerna. I de fall då hälso- och miljöinspektörerna saknade data över den exakta fördelningen ombads de ge en ungefärlig uppskattning. Det visade sig att infiltrationsanläggning följt av markbädd var de två vanligaste avloppssystemen. I området Södra Sveriges inland var dock markbädden något vanligare än infiltrationsanläggningen. Det var bara en liten andel av fastigheterna som använde sig av minireningsverk, slutna tank eller torrtoalett för avloppsrening. Resultatet från studien visade också att det var vanligt med anläggandet av upphöjda infiltrationsanläggningar och markbäddar. Även biomoduler i kombination med markbäddar var ett relativt vanligt avloppssystem (se tabell 5).

Tabell 5. Fördelningen mellan olika godkända avloppssystem i de tre typområdena samt totalt sett i landet. Annat avloppssystem innebär främst minireningsverk och torrtoalett.

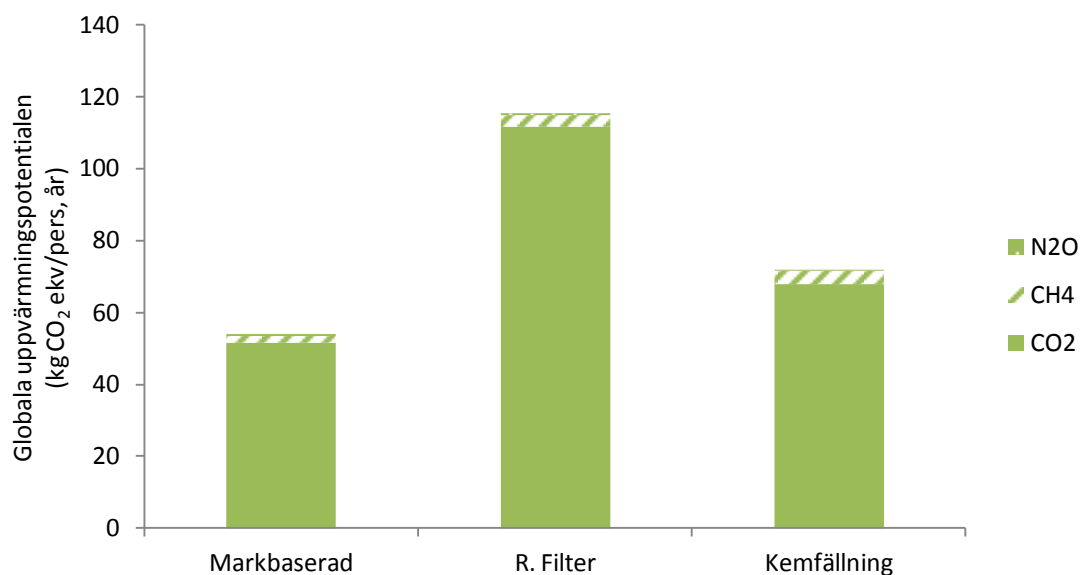
Avloppssystem (%)	Norra Sveriges Inland	Södra Sveriges Inland	Kustområde	Totalt i landet
Konventionell infiltration	31	10	19	19
Upphöjd infiltration	24	12	20	19
Förstärkt infiltration	17	14	14	16
Infiltration totalt	72	36	52	53
Konventionell markbädd	13	10	9	13
Upphöjd markbädd	-	14	11	8
Markbädd med tätad botten	7	4	2	5
Markbädd med biomoduler	2	21	7	8
Markbädd totalt	22	49	29	33
Sluten tank	4	9	10	8
Annat avloppssystem	2	7	5	5

Beträffande eventuell kretsloppspolicy i kommunen var det bara Trosa som angav att de hade någon. Både Västervik och Östhammar uppgav dock att en kretsloppspolicy var under framtagande (se bilaga 2 för en fullständig redogörelse av resultaten).

4.2 LIVSCYKELANALYS

Globala uppvärmningspotentialen

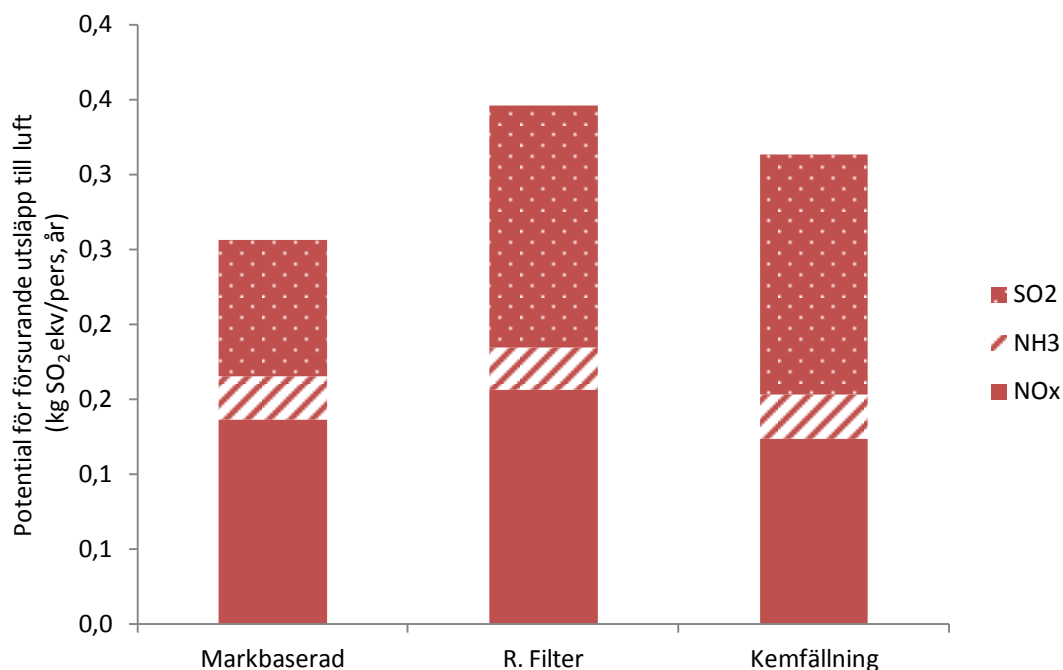
Systemet med det reaktiva filtret uppvisade högst potential för global uppvärmning följt av det kemfällande systemet (figur 12). Koldioxid gav det överlägset största bidraget till den resulterande uppvärmningspotentialen för samtliga system.



Figur 12. Den globala uppvärmningspotentialen för de tre systemen uttryckt i koldioxidekvivalenter per person och år.

Potentiellt försurande utsläpp till luft

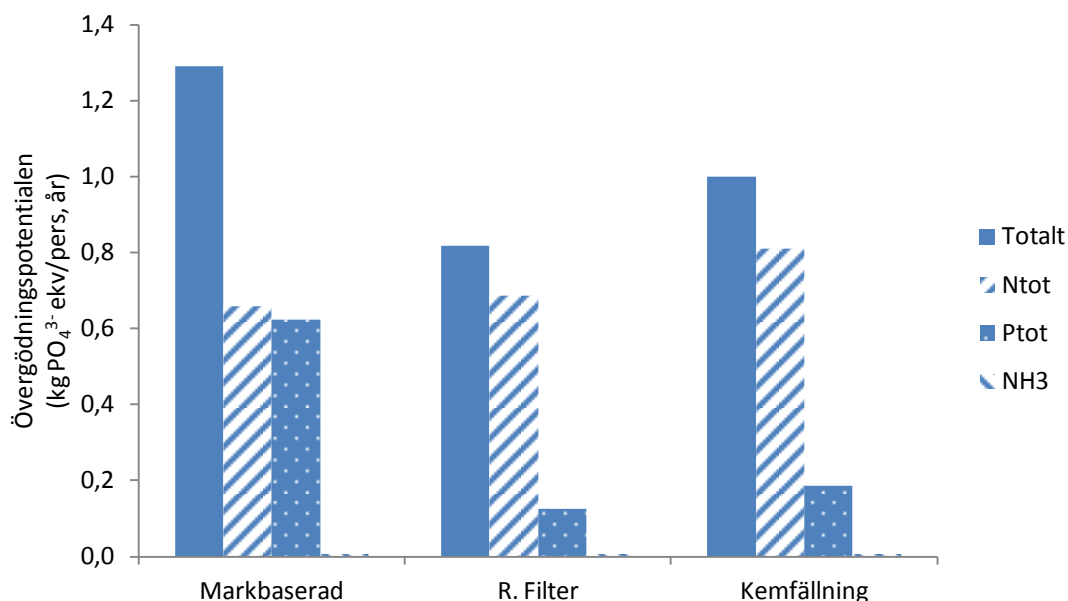
Systemet med det reaktiva filtret uppvisade den högsta potentialen för försurande utsläpp till luft följt av det kemfällande systemet (se figur 13). Samtliga tre studerade gaser bidrog i hög grad till den totala potentialen för försurande utsläpp till luft.



Figur 13. Potentiellt försurande utsläpp till luft för de tre systemen uttryckt i svaveldioxidekvivalenter per person och år.

Övergödningspotential

Det markbaserade systemet uppvisade den största potentialen för övergödning följt av det kemfällande systemet (se figur 14). I samtliga system var det kvävet som gav det största bidraget till övergödningspotentialen, med högst värden för det kemfällande systemet. För det markbaserade systemet var också fosfor en stor bidragande orsak till den totala övergödningspotentialen. Ammoniakutsläppet gav inget större bidrag till övergödningspotentialen för något av systemen.



Figur 14. Utsläpp av potentiellt övergödande ämnen från de tre systemen uttryckt i fosfatekvivalenter per person och år.

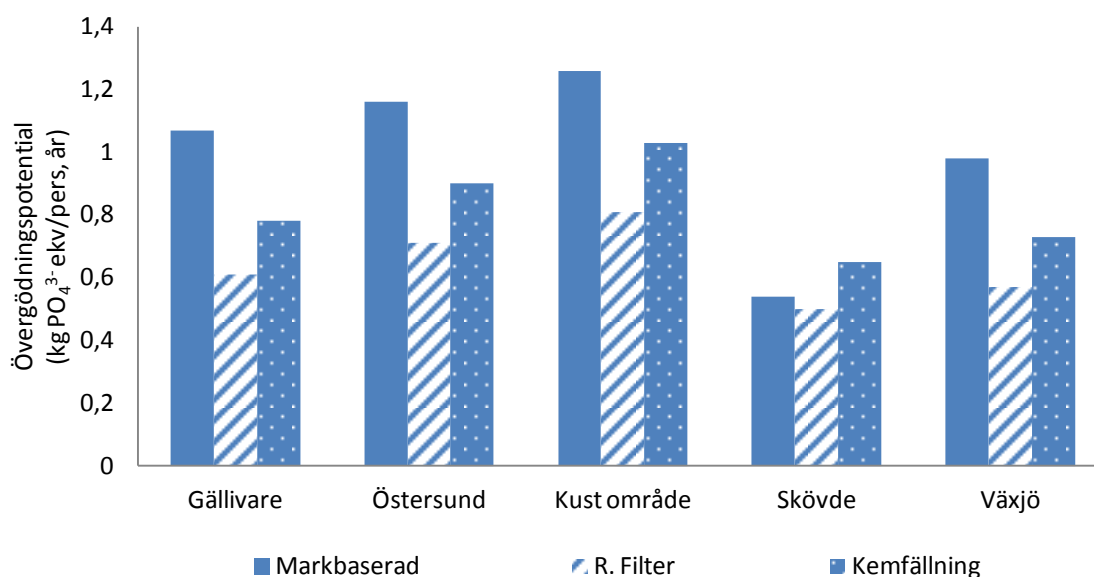
4.2.1 Återföring av fosfor

De tre avloppssystemen har olika potential att återföra växttillgänglig fosfor till jordbruksmark. Återföringspotentialen av växttillgänglig fosfor var 0,023 kg per hushåll och år för det markbaserade systemet, 0,65 kg per hushåll och år för det reaktiva filtersystemet samt 0,14 kg per hushåll och år för det kemfällande systemet.

4.2.2 Förändrad retention

För att ur ett östersjöperspektiv belysa hur övergödningspotentialen för avloppssystemen förändras beroende på var i landet de befinner sig, genomfördes en alternativ systemuppställning med andra retentionsparametrar (se tabell 3).

Då hav utgör den skyddsvärda recipienten för näringsläckaget visar resultatet att övergödningspotentialen varierar beroende på vart i landet avloppssystemet befinner sig (se figur 15). I fyra av de fem undersökta områdena uppvisar det markbaserade systemet, följt av det kemfällande på de högsta utsläppen av övergödande ämnen. Det området som avviker från trenden är Skövde. Där uppvisar i stället det kemfällande systemet, följt av det markbaserade, det högsta utsläppen av övergödande ämnen. Det reaktiva filtersystemet uppvisar de lägsta värdena på övergödningspotentialen för samtliga områden.



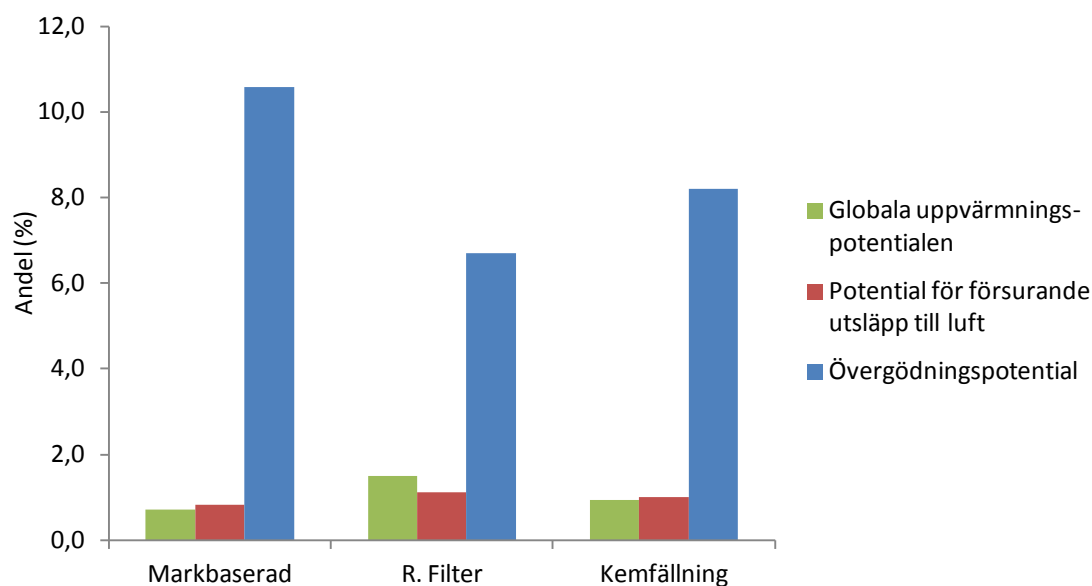
Figur 15. Den resulterande övergödningspotentialen för de studerade avloppssystemen i olika områden i Sverige med hav som recipient.

4.2.3 Normalisering

En normalisering utfördes där samtliga miljöpåverkanskategorier relateras till genomsnittliga utsläppsdata per person och år för Sverige, Västeuropa och världen (se bilaga 10 för utsläppsdata). Detta gjordes för att ge en uppfattning om vilka miljöpåverkanskategorier som är viktigast (Pennington m.fl., 2004).

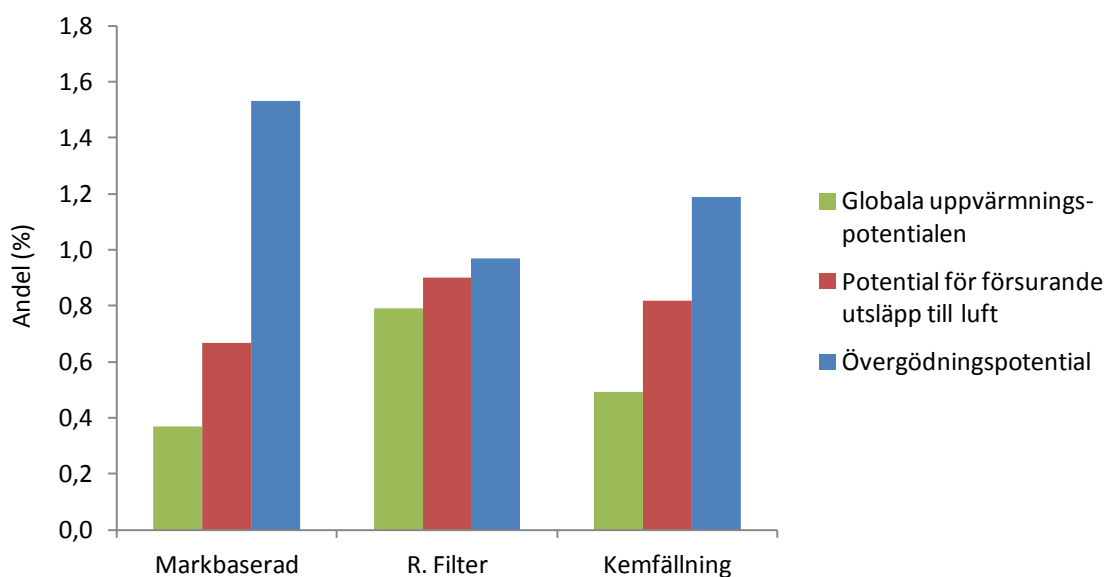
I normaliseringen har resultatet ifrån varje miljöpåverkanskategori och avloppssystem delats med genomsnittliga utsläppsdata, varvid ett referensvärde erhöles som sätter utsläppen orsakade av de olika avloppssystemen i förhållande till det totala utsläppet per år och capita för respektive geografiskt område.

Normaliseringen med genomsnittsdata för Sverige visar att det var utsläppen av övergödande ämnen från de tre avloppssystemen som utgjorde den största andelen (6,2 - 10,5 %) av de totala utsläppen i Sverige (se figur 16). På en andra plats kom den globala uppvärmningspotentialen (0.5 - 1.5 %) tätt följd av potentialen för försurande utsläpp till luft.



Figur 16. Utsläppen orsakad av de olika avloppssystemen i förhållande till det totala utsläppet per år och capita för Sverige.

Beträffande normaliseringen med genomsnittsdata för Västeuropa visade sig bidraget från alla tre miljöpåverkanskategorier utgöra ungefär lika stora (små) andelar av det totala utsläppet (se figur 17).



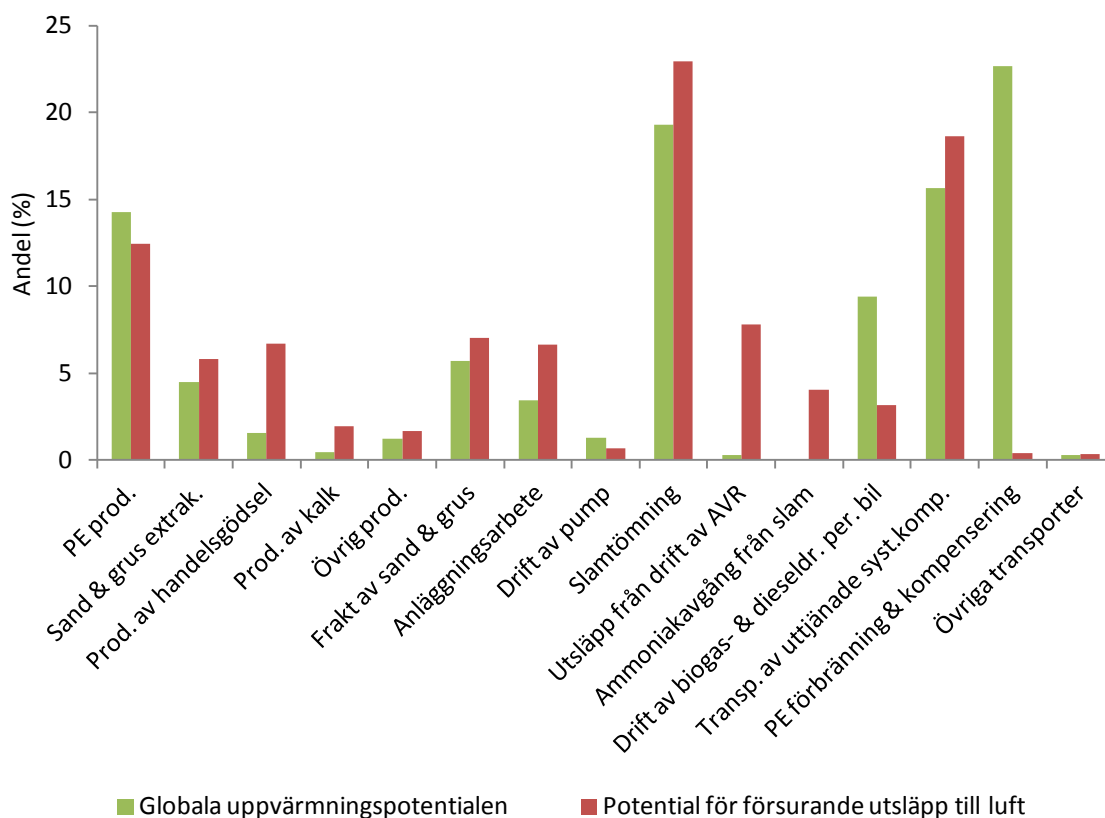
Figur 17. Utsläppen orsakad av de olika avloppssystemen i förhållande till det totala utsläppet per år och capita för Västeuropa.

Normaliseringen med utsläppsdata för världen visar (precis som i fallet med utsläppsdata för Sverige) att det var utsläppen av övergödande ämnen som utgjorde den största andelen av de totala utsläppen i Världen, för samtliga tre avloppssystem (3,5 – 5,5 %) (se bilaga 10). På en andra plats kom den globala uppvärmningspotentialen tätt följd av potentialen för försurande utsläpp till luft.

4.2.4 Känslighetsanalys

En känslighetsanalys utfördes på samtliga system för att se vilka delprocesser som ger störst utslag och till vilken grad de påverkar resultatet. För samtliga system undersöktes hur stor andel de olika delprocesserna (hädanefter betecknat som modellparametrarna) utgjorde av det totala utsläppet.

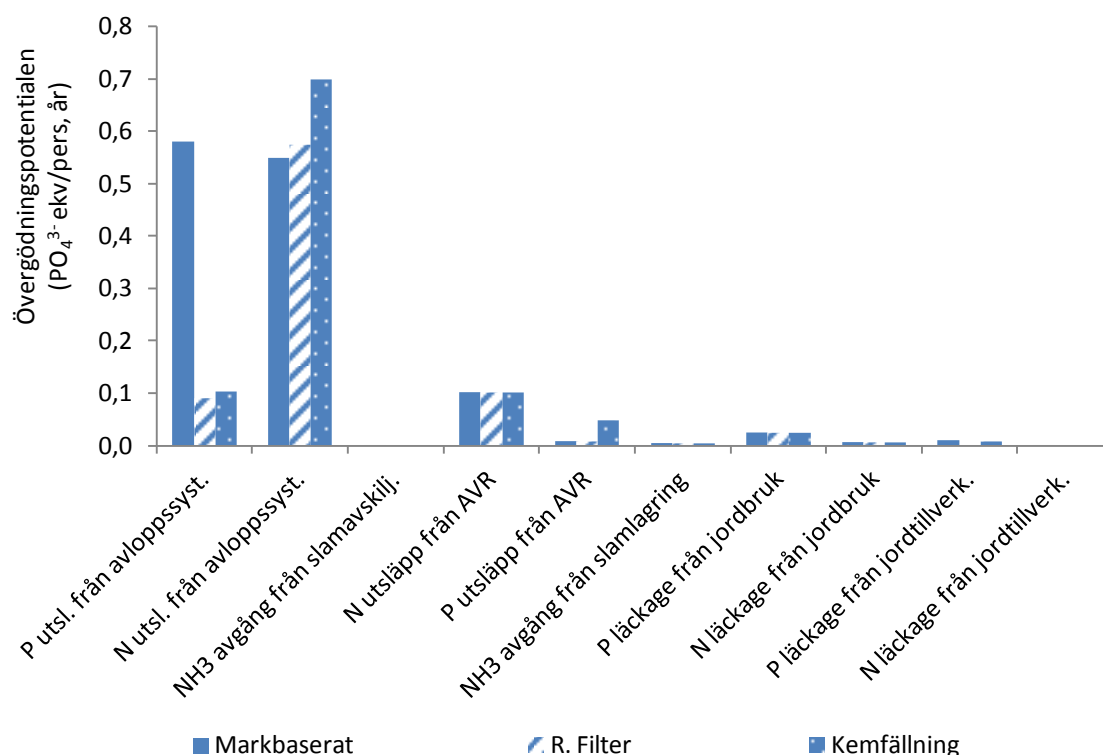
För det markbaserade systemet visade sig polyeten produktionen, förbränningen och kompenseringen genom förbränning av biogas ha en stor inverkan på både den globala uppvärmningspotentialen och på potentialen för försurande utsläpp till luft (se figur 18). Även slamhanteringen (slamtömning, ammoniakavgång från slamlagring och spridning samt utsläppet från kommunala avloppsreningsverket) visade sig ha en viss inverkan på båda dessa miljöpåverkanskategorier (främst på potentialen för försurande utsläpp till luft). Transporten av uttjänade systemkomponenter var också en betydande utsläppspost för både den globala uppvärmningspotentialen och potentialen för försurande utsläpp till luft. Detta beror till stor del på allt markbäddsmaterial som fraktades till jordtillverkningen. Slutligen gav också extraktionen, frakt och anläggningsarbetet av markbäddsmaterialet en viss påverkan på den globala uppvärmningspotentialen och potentialen för försurande utsläpp till luft.



Figur 18. Modellkomponenternas bidrag till den globala uppvärmningspotentialen och potentiellt försurande utsläpp till luft för det markbaserade systemet, uttryckt i procent.

För det reaktiva filtersystemet och det kemfällande systemet var det samma modellparametrar som bidrog till den globala uppvärmningspotentialen och potentialen för försurande utsläpp till luft, fast med tillskott för produktionen av det reaktiva filtermaterialet och fällningskemikalien (se bilaga 11).

De modellparametrar som bidrog till övergödningspotentialen analyserades också (se figur 19). Av resultatet är det tydligt att det största bidraget till övergödningspotentialen består av den fosfor och kväve som avloppssystemen inte renar, utan släpper igenom. För det reaktiva filtersystemet och kemfällande systemet är det endast kvävet som bidrar till övergödningspotentialen, medans det är både fosfor och kvävet i fallet med det markbaserade systemet.



Figur 19. Modellkomponenternas bidrag till övergödningspotentialen för de tre studerade avloppssystemen, uttryckt i kilo fosfatekvivalenter per person och år.

Utifrån dessa resultat gjordes en känslighetsanalys på ett antal utvalda modellparametrar för att tydliggöra till vilken grad de påverkar resultatet (se tabell 6). Ökade livslängder på systemkomponenterna gav stora vinster för miljön, speciellt då livslängden på det reaktiva filtret ökade från 3,2 till 5 år. En effektivare slamtömning genom en 50 % minskning av transportbehovet gav också stora minskningar i utsläppen för samtliga system. En sänkning av det reaktiva filtersystemet eller det kemfällande systemets fosforreducerande förmåga medförde stora ökningspotentialer. På samma sätt kommer en ökning av fosforreduktionen för det markbaserade systemet att innebära en stor minskning av övergödningspotentialen. En ökning av transportavstånden (inkluderar inte slamtömningen) gav främst ett stort ökat utsläpp för det markbaserade systemet. Resultatet visade också att ett byte till biobränsle för

produktion av det reaktiva filtret skulle medföra stora minskningar av både den globala uppvärmningspotentialen och potentialen för försurande utsläpp till luft från detta system.

Tabell 6. Resultatet efter känslighetsanalysen på utvalda modellparametrar.

Andel (%)	Global uppvärmningspotential (CO ₂ ekv/p., år)	Potentiellt försurande utsläpp luft (SO ₂ ekv/p., år)	Övergödningspotential (PO ₄ ³⁻ ekv/p., år)
Markbaserad			
Ökad livsl. på markbädd till 30 år	- 12	- 11	+ 8
Ökad livsl. på polyeten komp. till 60 år	- 10	- 6	-
Effektivare slamtömning (50 % minskning av transportbehov)	- 10	- 11	-
Ökad P red. i markbädd (350 → 700 g P _{tot} /m ³ sand)	-	-	- 25
100 % ökning av transporter	+ 22	+ 26	-
R. Filter			
Ökad livsl. på reaktivt filter till 5 år	- 18	- 14	-
Ökad livsl. på kompaktfiler till 25 år	- 9	- 5	-
Ökad livsl. på övriga polyeten komp. till 60 år	- 4	- 3	-
Biobränsle vid produktion av R. filter	- 43	- 26	-
Effektivare slamtömning (50 % minskning av transportbehovet)	- 5	- 7	-
Minskad P red. för R. filter (90 → 50 %)	-	-	+ 43
Minskad N red. för R. filter (18 → 0 %)	-	-	+ 15
100 % ökning av transporter	+ 3	+ 5	-
Kemfällning			
Minskad mängd fällnings kem. (50 % minskning)	- 3	- 2	-
Ökad livsl. på kompaktfiler till 25 år	- 14	- 6	-
Ökad livsl. på övriga polyeten komp. till 60 år	- 9	- 4	-
Effektivare slamtömning (50 % minskning av transportbehov)	- 11	- 12	-
Minskad P red. för kemfällning (90 → 50 %)	-	-	+ 40
100 % ökning av transporter	+ 3	+ 3	-

5 DISKUSSION

5.1 FELKÄLLOR OCH OSÄKERHETER

Genom hela studien gjordes ett antal antaganden som riskerar att göra resultatet av studien osäkert. I följande avsnitt diskuteras dessa felkällor och osäkerheter.

5.1.1 Komponenternas livslängd

De ansatta livslängderna i studien är osäkra och det är i vissa fall rimligt att anta att anläggningarna kan komma att användas en betydligt längre tid än vad som antagits i grundscenariot. En längre livslängd skulle, som känslighetsanalysen visar, medföra mindre utsläpp av både växthusgaser och försurande gaser samt i fallet med markbädden, leda till en ökad övergödningspotential (se tabell 6). Ökningen i övergödningspotential för markbädden beror på en försämring i de fosforreducerande egenskaperna. Vilken faktiskt livslängd avloppssystemen har i praktiken och hur mycket deras effektivitet minskar med åldern spelar alltså en stor roll för hur stor deras totala miljöpåverkan blir.

5.1.2 Slamtömningen

Slamtömningen visade sig i känslighetsanalysen ha stor påverkan på samtliga tre avloppssystem (se tabell 6). Data för slamtömningen har hämtats från en studie utförd av Eveborn m.fl. (2008). I fallet med det kemfällda systemet har dock data modifierats något för att passa det kemfällande systemets ökade slamvolym. Eftersom antaganden gjorda för slamtömningen visade sig ha en stor inverkan på resultatet hade det varit önskvärt om fler slamtömningsstudier för både kemfällande och icke kemfällande system hade funnits att tillgå.

5.1.3 Reduktionen av fosfor

Känslighetsanalysen visade tydligt att den ansatta reduktionshalten för samtliga system har en stor betydelse för den resulterade övergödningspotentialen (se tabell 6). Antaganden beträffande fosforreduktionen i markbäddssanden och kompaktfiltret bygger på en studie utförd av Eveborn m.fl. (2012). Studien visar på en betydligt lägre fosforfastläggning i sand än vad som tidigare ansetts vara fallet, 350 gram fosfor per kubikmeter sand i stället för en 50 % kontinuerlig avskiljning (Palm m.fl., 2002) (350 gram fosfor per kubikmeter sand motsvarar en kontinuerlig avskiljning på 36 % i denna studie). Medan Eveborn m.fl. (2012) har undersökt den faktiska fosforfastläggningen som skett i ett flertal gamla markbaserade reningssystem, bygger exempelvis Palm m.fl. (2002) sina data på reduktionsstudier med oanvänd sand och har därför ansetts vara mer hypotetisk ur ett längre tidsperspektiv. Studien av Eveborn m.fl. (2012) har dock flera begränsningar gällande såväl metodik som omfattningen av studerade jordmaterial, vilket gör att det finns osäkerheter som också påverkar antaganden gjorda i den här livscykelanalysen.

Som diskuterats tidigare ansattes den fosforreducerande förmågan för det reaktiva filtret och det kemfällande systemet till 90 % i grundscenariot, eftersom detta är den avskiljningsgrad som tillverkarna garanterar. Även om leverantörerna av de undersökta

produkterna garanterar att deras produkter uppfyller kravet finns det risk för att felinstallationer, driftstörningar eller felaktig skötsel kan påverka reduktionsförmågan i produkterna. Detta är viktigt att ta i beaktande vid en helhetsbedömning.

5.1.4 Näringsläckaget från jordtillverkningen

Tidsaspekten för läckaget från jordtillverkningen är något svårhanterlig. Läckagefaktorn är här baserad på jordbruksmark där jorden kontinuerligt fylls på med ny näring. Beträffande den jordtillverkade jorden kommer jorden inte fyllas på med ny näring utan ny jord kommer i stället att läggas på ett annat ställe. Läckaget kommer alltså att ske över en större area än läckaget från jordbruksmarken. Detta borde dock inte påverka den resulterande övergödningspotentialen eftersom den baseras på det totala utsläppet.

5.1.5 Begränsningar med LCA

Det finns en del begränsningar med LCA som bör kännas till och tas i beaktan. En LCA utvärderar endast det potentiella miljöhotet och inte det faktiska (Quantis, 2013). Det är bara storleken på emissionerna och det bidragande miljöhotet som kartläggs, inte de konsekvenser som miljöproblemen kan ge upphov till. Exempelvis inkluderas inte de problem som en höjning av havsnivån eller de syrefria bottarna kan ge upphov till, utan endast storleken på emissionsbidraget till växthuseffekten och övergödningspotentialen.

En annan begränsning med LCA är att det inte tar någon hänsyn till den ekonomiska eller sociala aspekten (så som användarvänligheten). Något som kan betraktas som en brist eftersom dessa båda aspekter ibland kan vara de som i slutändan avgör vilken produkt som kommer att väljas.

Trots allt så är ändå LCA ett effektivt verktyg som ger möjlighet att identifiera och kartlägga var utsläppen och resursförbrukningen sker i produktens livscykel och på så sätt hjälpa företagen att rikta sina miljöansträngningar åt rätt håll (Rebitzer m.fl., 2004).

5.2 LOKALA PLATSFÖRUTSÄTTNINGAR

I den alternativa systemuppställningen visades placeringen av avloppssystemet samt valet av skyddsvärd recipient ha en stor inverkan på den resulterande övergödningspotentialen (se figur 15). I områden med hög fosforretention under vattnets väg till havet skulle avloppssystem med höga utsläpp av fosfor (så som det markbaserade systemet) kunna vara försvarbara. Av figur 11 framgår det också att Sverige består av ganska många sådana områden, speciellt i mellersta Sverige. Detta beror bland annat på den goda tillgången av större sjöar. Dessa har en förmåga att fastlägga en viss andel av fosfor i bottensedimentet tack vare vattnets långa uppehållstid.

Transportavståndet utpekades i känslighetsanalysen som viktig orsak till utsläpp i samtliga system (se tabell 6). De transporter som är viktigast att försöka hålla nere är frakten av uttjänade systemkomponenter (från det enskilda avloppssystemet till förbränningsanläggningen/platsen för jordtillverkning), transporten av markbäddsmaterial (för det markbaserade systemet) samt slamtömningen.

I intervjustudien framkom att grundvattennivån och infiltrationsförmågan i marken har en avgörande betydelse för valet och utformningen av de enskilda avloppssystemen i de flesta studerade kommunerna (se tabell 4). Hur dessa båda lokala platsegenskaper påverkar avloppssystemens totala miljöpåverkan fanns det tyvärr inte utrymme inom detta arbete att utreda. Dessa båda platsegenskaper har dock förmodligen främst betydelse för en infiltrationsanläggning. Mängden övergödande ämnen som läcker ut till recipienten ur en sådan anläggning är svår att uppskatta. Grundvattennivån och infiltrationsförmågan i marken är dock två centrala egenskaper som har avgörande effekt på den potentiella övergödningen.

5.3 ÅTERFÖRING AV FOSFOR

Vikten av att återföra fosfor till jordbruksmark är stort. Fosfor är en ändlig resurs och många forskare menar på att samhället inom en överskådlig framtid kommer att ha passerat gränsen för när efterfrågan överskrider produktionen av fosfor (Cordell m.fl., 2009). Ett av Sveriges miljö kvalitetsmål, ”God bebyggd miljö”, ställer krav på att Sverige senast år 2015 ska återföra minst 60 % av fosfor från avloppsslam, varav hälften bör gå till jordbruksmark (Naturvårdsverket, 2013).

De tre avloppssystemen visade sig ha olika stor potential för att återföra växttillgänglig fosfor till jordbruksmark (se avsnitt 4.2.1). Det reaktiva filtersystemet återförde betydligt större mängder fosfor än de båda andra systemen. Det reaktiva filtersystemet återför också kalk till jordbruksmarken, något som bevisats ha positiv effekt på jordens odlingsegenskaper (Jordbruksverket, 2013). Viktigt att poängtera är dock att den största orsaken till att det kemfällda slammet har så låg återföringspotential i den här studien beror på att endast 25 % av slammet beräknas hamna på åkermark. Om i stället allt slam skulle gå till åkermark blir skillnaden i återföringspotential av fosfor inte längre särskilt stor mellan det reaktiva filtersystemet och kemfällande systemet.

Det är ofta halterna av tungmetaller som avgör lämpligheten i återföring av avloppssystemens produkter. Höga halter av tungmetaller kan innebära risker för människans hälsa. I en studie på det reaktiva filtermaterialet, Polonite[®], påvisades endast låga halter av tungmetaller i materialet. Dessa halter låg långt under de Europeiska gränsvärdena för slam användning (Renman m.fl., 2009). Beträffande det kemfällande slammet kan dock lämpligheten i återföring till jordbruket diskuteras. Detta då studier visat på höga halter av metallen kadmium i slammet (Weiss, 2007).

Ett alternativ till de fosforreducerande systemen skulle kunna vara ett klosettavloppsorterande system. Ett sådant system har som regel låga utsläpp av övergödande ämnen då det kan garantera att inget näringsläckage från mänskliga exkrementer sker direkt från anläggningen (Palm m.fl., 2002). Möjligheten till återvinning skulle också vara väldigt hög för ett sådant system och problemen med tungmetaller i restprodukterna skulle vara näst intill obefintliga (Palm m.fl., 2002). Tyvärr fanns det dock inte utrymme för att utvärdera ett sådant system i det här examensarbetet.

5.4 NORMALISERINGENS BETYDELSE

Ett försök att vikta betydelsen av de undersökta miljöpåverkanskategorierna mot varandra gjordes med hjälp av en normalisering (se avsnitt 4.2.3). I normaliseringen visade sig utsläppen av övergödande ämnen utgöra det största bidraget till genomsnittsutsläppet för både Sverige och världen. Det beror på att utsläppet av övergödande ämnen per capita från avloppssystemen är stort i förhållande till det totala utsläppet av övergödande ämnen som sker i regionerna. Att utsläppen av övergödande ämnen är förhållandevis små beror i fallet med Sverige främst på ett långvarigt och intensivt arbete för att minska utsläppen från både de kommunala avloppsreningsverken och jordbruket (HaV, 2013). Medan det i fallet med världen bland annat beror på att småskaliga jordbruk är den jordbruksform som dominerar i världen. Näringsläckaget från ett småskaligt jordbruk är nämligen ofta mindre än det från ett storskaligt (Björklund & Helmfrid, 2010). Beträffande normaliseringen med genomsnittsdata för Västeuropa visade dock alla tre miljöpåverkanskategorier på en likartad och låg betydelse. Det beror förmodligen på att både de kommunala avloppsreningsverken och jordbruken släpper ut stora mängder övergödande ämnen och därmed kommer andelen övergödande ämnen som de undersökta avloppssystemen bidrar med att utgöra en betydligt mindre andel av den totala mängden.

Resultatet av normaliseringen tyder på att vikten av de olika miljöpåverkanskategorierna kommer att variera beroende på vilket rumsligt perspektiv man har. Anmärkningsvärt är dock att i exempelvis fallet med Västeuropa så får inte den låga relativa andelen tolkas som att det är fritt fram att släppa ut övergödande ämnen till miljön bara för att andelen är liten i förhållande till genomsnittsutsläppet i regionen per capita. Problemen med övergödning i området är med största sannolikhet stora varför det snarare borde vara ännu viktigare att hålla nere utsläppen. Intressantare hade det kanske i stället varit att relatera utsläppen till problematiken i regionen och inte till den totala mängden utsläpp som där sker.

5.5 VILKET AVLOPPSSYSTEM ÄR ATT FÖREDRA?

Vilket av de undersökta avloppssystemen som är att föredra är svårt att besvara då alla systemen har både för- och nackdelar. I ett försök att besvara den frågan ska först problemet belysas från några olika vinklar.

I livscykelanalysen visade sig det reaktiva filtersystemet, följt av det kemfällande systemet, ha högst global uppvärmningspotential och potentialen för försurande utsläpp till luft. Det markbaserade systemet visade sig ha störst potential för utsläpp av övergödande ämnen, men lägst utsläpp av växthusgaser och försurande gaser. Resultatet stämmer mycket bra överens med en tidigare studie utförd av Weiss m.fl. (2008). I Weiss m.fl. (2008) undersöktes två avloppssystem med reaktiva fosforfilter (Filtralite[®]P och Filtra P), ett kemfällande system samt ett markbaserat system (infiltrationssystem). Precis som i den här studien visade sig de reaktiva filtersystemen ha det största utsläppet av växthus- och försurande gaser, men också en bra kapacitet för att reducera utsläppen av övergödande ämnen. Weiss m.fl. (2008) ansåg att det kemfällande

systemet hade bäst resultat ur både ett miljömässigt och resursbesparade perspektiv. I den här studien visade sig dock inte skillnaden mellan de två fosforreducerande systemen var lika dramatisk. Känslighetsanalysen visade också att en övergång till biobränsle vid produktionen av filtermaterialet Polonite[®] skulle medföra stora minskningar i utsläppen av både växthusgaser och försurande gaser för det reaktiva filtersystemet (se tabell 6). Idag sker tillverkningen av Polonite[®] med hjälp av kol, men enligt tillverkarna kommer de inom en snar framtid att övergå till en 50 % biobränsle i stället (Norén pers. medd., 2013). Ytterligare en aspekt är fosforåterföringen. Det system som visade sig ha störst fosforåterföringspotential var det reaktiva filtersystemet.

I normaliseringen visade sig övergödningspotentialen vara den miljöpåverkanskategori av de tre undersökta, som var viktigast att hålla nere när man talar om utsläpp i Sverige och världen (se avsnitt 4.2.3). Beträffande Västeuropa fanns ingen tydlig skillnad mellan de tre undersökta miljöpåverkanskategorierna. Vikten av de olika miljöpåverkanskategorierna kommer alltså att variera beroende på vilket rumsligt perspektiv man har.

Även på lokal nivå kommer de undersökta avloppssystemens totala miljöpåverkan att variera. I Norra Sveriges inland där problemen med övergödningen är relativt små (Vattenmyndigheten, 2013a) kan ett resurssnåla avloppsalternativ, så som det markbaserade systemet vara att föredra. I intervjustudien visade sig infiltrationsanläggningar både vara en vanligt förekommande avloppsslösning och dessutom en ganska lämplig sådan för området (se tabell 4 och tabell 5). Även om detta avloppssystem inte undersökts i den här studien, kan resultaten från känslighetsanalysen anses peka mot att ett sådant system skulle ha ett ännu lägre utsläpp av växthusgaser och försurande gaser. Det beror på att extraktionen och frakten av markbäddsmaterial skulle ha exkluderats, varigenom två stora utsläppspunkter skulle försvinna (se figur 18). En infiltrationsanläggning skulle förmodligen också i många fall ha en lägre övergödningspotential då en viss mängd fosfor kommer att fastläggas i det mättade vattenflödet (grundvattenflödet).

I Södra Sveriges inland där övergödningen är ett större problem än i norr (Vattenmyndigheten, 2013b) finns det däremot motiv för att anlägga ett fosforreducerade system. Speciellt om avloppssystemet ligger i ett avrinningsområde med utlopp i Östersjön, eller då värdet av att skydda närliggande sjöar är stort. Om det i stället är Västerhavet som anses vara den skyddsvärda recipienten och fosforretentionen är hög i området kan fortfarande markbaserade system vara att föredra eftersom fosfor inte är lika viktigt att reducera för västerhavets räkning (Boesch m.fl., 2006).

I östersjöns kustområden finns det kanske allra störst anledning till att rekommendera det reaktiva filtersystemet eller kemfällande systemet. Orsaken till detta är att övergödningssproblematiken i Östersjön trots allt är ett stort lokalt problem och både fosfor och kväveretentionen visat sig vara väldigt låg för samtliga kustremsor i Sverige (Naturvårdsverket, 2008b, Boesch m.fl., 2006).

6 SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER

- Resultatet av studien visar att markbädden hade lägst utsläpp av både växthusgaser och försurande gaser, men också sämst resultat beträffande övergödningspotentialen. De två fosforreducerande systemen uppvisade betydligt bättre potential för att reducera övergödande ämnen än markbädden, men detta sker på bekostnad av större utsläpp av både växthusgaser och försurande gaser, speciellt för det reaktiva filtersystemet.
- I normaliseringen visade sig övergödningspotentialen vara den miljöpåverkanskategori av de tre undersökta, som var viktigast att hålla nere när man talar om utsläpp i Sverige och världen. Beträffande Västeuropa fanns ingen tydlig skillnad mellan de tre undersökta miljöpåverkanskategorierna. Vikten av de olika miljöpåverkanskategorierna kommer alltså att variera beroende på vilket rumsligt perspektiv man har.
- Lokala platsegenskaper, så som retentionen av näringsämnen, spelade en central roll för de undersökta avloppssystemens totala miljöpåverkan om vi förutsätter att det är Östersjön eller västerhavet som vi avser att skydda. I områden med hög fosforretention under vattnets väg till havet kan avloppssystem med höga utsläpp av fosfor (så som det markbaserade systemet) vara försvarbart. På de platser i landet där övergödningen är problematisk finns det dock motiv för att använda fosforreducerande system.
- Det hade varit intressant att också inkludera ett källsorterande system och/eller en infiltrationsanläggning i studien. Detta då misstanke väckts att dessa båda system i vissa fall skulle ha en mindre påverkan på miljön. Det källsorterade systemet skulle förmodligen också ha en större återföringspotential av fosfor än de tre undersökta avloppssystemen.

7 REFERENSER

- Avloppscenter (2012). Flockningsmedel Ekotreat 15L/dunk. <http://www.avloppscenter.se/reningsverk/kemi/flockningsmedel-ekotreat-15ldunk> [Hämtad 2012-10-20]
- Avloppsguiden (2012a). Slamavskiljare. <http://husagare.avloppsguiden.se/slamavskiljare.html> [Hämtad 2012-09-13]
- Avloppsguiden (2012b). Prefabricerat filter. <http://husagare.avloppsguiden.se/prefabricerat-filter.html> [Hämtad 2012-09-13]
- Baumann, H. & Tillman, A. (2004). *The hitch hiker's guide to LCA. An orientation in life cycle assessment methodology and application*. Student litteratur, Lund
- Baky, A., Sundberg, M. & Brown, N. (2010). *Kartläggning av jordbrukets energianvändning. Ett projekt utfört på uppdrag av Jordbruksverket*. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala
- 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*. Technical Environmental Planning. Rapport 1997:9, Chalmers tekniska högskola, Göteborg
- Bioenergiportalen (2012). Spara energi i växtodlingen. <http://www.bioenergiportalen.se/?p=5666> [Hämtad 2012-11-04]
- Biotech (2012). <http://www.biotech.se/> [Hämtad 09/2012-02/2013]
- Björklund, J. & Helmfrid, H. (2010). *Klimatsmart lantbruk – stor- eller småskaligt? Erfarenheter från ett deltagardrivet forskningsprojekt*. Centrum för uthålligt lantbruk, SLU. ISBN: 978-91-576-9005-0. Uppsala
- Boesch, D., Hecky, R., Chair, C., Schindler, D., & Seitzinger, S. (2006). *Eutrophication of Swedish seas*. Rapport 5509. Naturvårdsverket. Stockholm
- CML (2012). CML-IA Characterization factors. <http://www.cml.leiden.edu/software/data-cmlia.html>. Institute of Environmental Sciences. Nederländerna. [Hämtad 2012-09-13]
- Cordell, D., Drangert, J-O. & White, S. (2009). *The story of phosphorus: Global food security and food for thought*. Global Environmental Change. Volume 19, Issue 2, Maj 2009, sid 292-305.
- Cucarella, V., Mazurek, R., Zaleski, T., Kopec, M. & Renman, G. (2009). *Effect of Polonite used for phosphorus removal from wastewater on soil properties and fertility of a mountain meadow*. Environmental Pollution. Volume 157, Issue 7, July 2009, Pages 2147–2152
- Davis, J. & Haglund, C. (1999). *Life Cycle Inventory (LCI) of fertilizer production. Fertilizer products used in Sweden and Western Europe*. Examensarbete. SIK-rapport 654:1999. Chalmers tekniska högskola, Göteborg
- Ecoinvent (2012). Swiss Centre for Life Cycle Inventories. <http://www.ecoinvent.org/home/> [Hämtad 09/2012-02/2013]
- Eniro (2013). <http://kartor.eniro.se/>. [Hämtad 2013-02-26]

- Eveborn, D. (2003). *Småskalig rening av avloppsvatten med Polonite®-filter. Undersökning av filtrets fastläggningsmekanismer för fosfor och utvärdering av fullskaleförsök*. Examensarbete, Kungliga tekniska högskolan, Institutionen för mark- och vattenteknik. Stockholm
- Eveborn, D., Baky, S., Norén, A. & Palm, O. (2008). *Erfarenheter och kunskapsläge vid tömning av slamavskiljare*. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, 41, Uppsala
- Eveborn, D., Gustafsson, J., Elmefors, E., Ljung, E., Yu, L. & Renman, G. (2012). *Kvantifiering av fosforläckage från markbaserade avloppssystem*. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala
- Fann (2012). <http://www.fann.se/sv> [Hämtad 09/12-02/2013]
- Google (2012). Google maps. <http://www.googlemaps.com/> [Hämtad 2012-11-07]
- Guinée, J. (2002). *Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Nederländerna
- Hammarström, U., & Yahya, M. (2000). *Uppskattning av representativa bränslefaktorer för tunga lastbilar*. Väg och transport forskningsinstitutet. VTI rapport 445. Linköping
- HaV (2013). Några fakta om övergödning och Östersjön. Havs och vattenmyndigheten. <https://www.havochvatten.se/Kunskap-om-vara-vatten/miljohot/overgodning/nagra-fakta-om-overgodning-och-ostersjon.html> [Hämtad 2013-03-07]
- Hellström, D., Jonsson, L. & Sjöström, M. (2003). *Bra små avlopp. Slutrapport. Utvärdering av 15 enskilda avloppsanläggningar*. Stockholm Vatten. Stockholm
- Holm, C. (2008). *Miljösystemanalys för avloppshantering i Sävjaåns avrinningsområde år 2030*. Examensarbete, Institutionen för Kemiteknik, Lunds Universitet. Lund
- Huijbregts, M. (1999). *Life cycle impact assessment of acidifying and eutrophying air pollutants. Calculation of equivalency factors with RAINS-LCA*. Interfaculty Department of Environmental Science, Faculty of Environmental Science, University of Amsterdam. Nederländerna
- Hylander, L., D., Kietlinska, A., Renman, G. & Siman, G. (2005). *Phosphorus retention in filter materials for wastewater treatment and its subsequent suitability for plant production*. Bioresource Technology 97 (2006) 914–921
- Hässelholmmiljö (2013). Anläggningsjord. http://www.hasselholmmiljo.se/fileadmin/user_upload/pdf/anlaggningsjord.pdf [Hämtad 2013-02-26]
- IPCC (2007). *Climate change 2001: The scientific basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press
- Jokinen, R., (1990). *Effects of Phosphorus Precipitation Chemicals on Characteristics and Agricultural Value of Municipal Sewage Sludges. 2. Effect of Sewage Sludges on Yield, Element Contents and Uptake by Spring Barley (Hordeum vulgare, L.)*. Acta Agriculturae Scandinavica. 1990;40(2):131–40. Finland
- Jordbruksverket (2012). *Riktlinjer för gödsling och kalkning 2023*. Jordbruksinformation 12-2012. Jordbruksverket. Malmö
- JTI (2012). *Ökad biogasproduktion via effektivare slambehandling vid kommunala avloppsreningsverk*. Tryckt källa, opublicerad

- Jönsson, H., Baky, A., Jeppsson, U., Hellström, D. & Kärrman, E. (2005). *Composting of urine, faeces, greywater and biowaste for utilisation in the URWARE model*. Urban Water. Rapport 2005:6. Chalmers tekniska högskola, Göteborg
- Karlsson, S. & Rodhe, L. (2002). *Översyn av statistiska centralbyråns beräkning av ammoniakavgången i jordbruket*. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala
- Karlsson, P. (2005). *Kretsloppsanpassade filterbäddar – En miljösystemanalys av småskaliga avlopp i Stockholms län*. Examensarbete, Högskolan Kalmar, Institutionen för teknik. Kalmar
- Lantz, M., Ekman, A., & Börjesson, P. (2009). *Systemoptimerad produktion av fordonsgas. En miljö- och energisystemanalys av Söderåsens biogasanläggning*. Rapport nr 69. Institutionen för teknik och samhälle, Miljö- och energisystem. Lund
- Naturvårdsverket (2003). *Små avloppsanläggningar. Hushållspillvatten från högst fem hushåll*. Internetpublicering av delar av Naturvårdsverkets allmänna råd 87:6, Små avloppsanläggningar. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2006). *Naturvårdsverkets allmänna råd om små avloppsanordningar för hushållspillvatten*. NFS 2006:7. Stockholm
- Naturvårdsverket (2008a). *Små avloppsanläggningar – Handbok till allmänna råd*. Naturvårdsverkets handbok 2008:3, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2008b). *Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2006. Sveriges underlag till HELCOMs femte Pollution Load Compilation*. Rapport 5815. Naturvårdsverket, Stockholm
- Naturvårdsverket (2012). *Behandling av avloppsslam*. <http://www.naturvardsverket.se/Start/Verksamheter-med-miljopaverkan/Avlopp/Avloppsslam/Behandling-av-avloppsslam/> [Hämtad: 2012-11-12]
- Naturvårdsverket (2013). *Miljö kvalitetsmål och riktlinjer för avlopp*. <http://www.naturvardsverket.se/Start/Verksamheter-med-miljopaverkan/Avlopp/Miljokvalitetsmal-och-riktlinjer/> [Hämtad: 2013-01-27]
- Onninen (2012). *Tryckledning i plast*. http://www.onninen.com/sweden/produkter/online/Documents/VA%20Flik_2.pdf [Hämtad 2012-10-25]
- Palm, O., Malmén, L. & Jönsson, H. (2002). *Robusta, uthålliga små avloppssystem -en kunskapssammanställning*. Naturvårdsverket: Rapport 5224, ISSN 0282-7298. Stockholm
- Palm, O (2005). *Konsekvensanalys. Nya allmänna råd om enskilda avlopp. Ett projekt utfört på uppdrag av Naturvårdsverket*. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik
- Pennington, D.W, Potting, J., Finnveden, G., Lindeijer, E., Jolliet, O., Rydberg, T. & Rebitzer, G. (2004). *Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice*. Environment International 30 (2004) 721-739
- Pireva (2013). *Anläggningsjord*. <http://www.pireva.se/sv/Vatten--Avlopp/Anlaggningar/Reningsverk/Anlaggningsjord/> [Hämtad 2013-02-26]
- Quantis (2013). *Life cycle assessment*. http://www.quantis-intl.com/life_cycle_assessment.php [Hämtad 2013-03-04]
- Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T., Schidt, W.-P., Suh, S., Weidema, B.P. & Pennington, D.W. (2004). *Life cycle assessment Part 1: Framework*,

- goal and scope definition, inventory analysis, and applications.* Environment International 30 (2004) 721-739
- Renman, A. (2008). *On – site wastewater treatment – Polonite and other filter materials for removal of metals, nitrogen and phosphorus.* Doctoral Thesis. Department of Land and Water Resources Engineering. Royal Institute of Technology (KTH). Stockholm
- Renman, A., Renman, G., Gustafsson, J., P. & Hylander, L. (2009). *Metal removal by bed filter materials used in domestic wastewater treatment.* Journal of Hazardous Materials 166 (2009) 734–739.
- Ridderstolpe, P. (2009). *Markbaserad rening. En förstudie för bedömning av kunskapsläge och utvecklingsbehov.* Rapport: 2009:77. ISSN: 1403-168X. Länsstyrelsen i Västra Götalands län
- Rydh, C.J., Lindahl, M. & Tingström, J. (2002). *Livscykelanalys – en metod för miljöbedömning av produkter och tjänster.* Lund
- SCB (2012). *Utsläpp till vatten och slamproduktion 2010.* Kommunala reningsverk, skogsindustri samt övrig industri. ISSN 1403-8978. Statistiska Centralbyrån, Stockholm
- SPBI (2012). *Energiinnehåll, densitet och koldioxidemission.*
<http://spbi.se/blog/faktadatabas/artiklar/berakningsmodeller/> [Hämtad 2012-10-15]
- Stripple, H. (2001). *Life cycle assessment of road. A pilot study for inventory analysis.* IVL Rapport B 1210 E. Göteborg
- Sörab (2013). *Anläggningsjord.* http://www.sorab.se/documents/kompost4_anlagg.pdf [Hämtad 2013-02-26]
- Tillman, A., Lundström, H. & Svingby, M. (1996). *Livscykelanalys av alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund.* Chalmers tekniska högskola, Avdelningen för teknisk miljöplanering, Göteborg
- Tidåker, P., Kärrman, E., Baky, A. & Jönsson, H. (2005). *”Wastewater management integrated with farming – an environmental systems analysis of the model city Surahammar”.* SLU, Institutionen för biometri och teknik. ISSN 1652-3237. Uppsala
- Tylstedt, E. (2012). *Tillförsel av använda fosforfilter påverkar inte tillväxten eller fosforupptaget hos korn.* Examensarbete – SLU.
- Urban water (2010). *Vägledning för VeVa-verktyget – Verktyg för hållbarhetsbedömning av VA-system i omvandlingsområden.* CIT Urban Water Management AB
- Vattenmyndigheten (2013a). *Bottenviken.*
<http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/bottenviken/beslut-fp/miljoproblem/Pages/overgodning.aspx> [Hämtad 2013-01-27]
- Vattenmyndigheten (2013b). *Södra Östersjön.* <http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/sodra-ostersjon/beslut-ap/miljoproblem/Pages/overgodning.aspx> [Hämtad 2013-01-27]
- Veva (2012). http://www.chalmers.se/cit/urban-sv/projekt/va-omvandlingsomraden9037/veva-verktyget_1 [Hämtad 09/2012-02/2013]
- Värmeforsk (2011). *Miljöfaktaboken. Uppskattade emissionsfaktorer för bränslen, el, värme och transporter.* Värmeforsk. ISSN 1653-1248. Stockholm

Weiss, P. (2007). *Enskilda avloppsanläggningar med fosfor bindning i Stockholms län*. Examensarbete i Miljö och vattenteknik. ISSN 1401-5765. Institutionen för informationsteknologi, Uppsala Universitet. Uppsala

Weiss, P., Eveborn, D., Kärrman, E. & Gustafsson, J. (2008). *Environmental systems analysis of four on-site wastewater treatment options*. Resources, Conservation and Recycling 52 (2008) 1153-1161

Örebro (2010). Koldioxidjakten.

<http://www.orebro.se/download/18.2e96e73312b3224f4fd80004412/Koldioxidjakten.pdf>
[Hämtad 2012-11-02]

Personliga meddelanden

Entreprenör (2012). Kontakt med entreprenörer

Eveborn, David (2012). Forskare på JTI – Institutet för jordbruksteknik. Uppsala

Fann (2012). Mailkontakt med produktchefen på Fann

Grävmaskinist (2012). Mailkontakt med grävmaskinist

Holm, Caroline (2012). Utredningsingenjör på Uppsala Vatten. Uppsala

Kärrman, Erik (2012). VD på CIT Urban Water Management AB. Stockholm

Norén, Anders (2013). VD på Biotech AB. Stockholm

Palm, Ola (2012). Forsknings och utvecklingschef på Institutet för jordbruks och miljöteknik, JTI. Uppsala

Renman, Gunno (2013). Professor vid Kungliga Tekniska Högskolan, KTH. Stockholm

BILAGA 1. Intervjufrågor

Jag kommer att inleda intervjun med att ställa ett antal frågor beträffande de olika platsförutsättningarna som jag tror kan ha inverkan på er beslutsfattning. Du får gärna rätta mig eller komplettera med fler aspekter som du anser att jag har missat. Vitsen med intervjun är att jag ska få fram just det som gäller för er kommun.

Sen kommer jag gå vidare med att ställa lite frågor om er bedömning av skyddsnivåer samt vilka tekniska lösningar som är vanliga hos er.

- Är det vanligt att grundvattenytan läge utgör ett hinder för anläggandet av en infiltrationsanläggning?
- Finns det någon typ av jordart som dominerar i er kommun?
- Är det vanligt att infiltrationsförmågan i marken utgör ett hinder för anläggandet av en infiltrationsanläggning?
- Är det vanligt med egen drickvattenbrunn i kommunen?
- Är det vanligt att dricksvattentäktens placering utgör ett hinder för anläggandet av en infiltrationsanläggning?
- Är det vanligt att platsbrist råder på fastigheterna i kommunen? Anser du detta kunna utgöra ett hinder vid anläggandet av nya infiltrationsanläggningar?
- Vad brukar ni räkna som skyddsvärt vattendrag och hur långt är det normalt till ett skyddsvärt vattendrag?
- Förutom de platsförutsättningarna som här har nämnts, kan du komma på några fler förutsättningar som ni anser vara av vikt för ert tillståndsbeslut?
- Hur vanligt är det i er kommun att bedömningen Hög skyddsnivå görs? Kan du ge någon procentuell uppskattning?
- Vad brukar det vara som får er att göra den bedömningen?
- Hur ser fördelningen ut mellan olika avloppssystem i kommunen?
- Finns det någon kretsloppspolicy i kommunen?
- Hur sker hantering av avloppsfraktioner från källsorterande system?

Med reservation för att vissa frågor kan ha modifierats eller fallit bort då intervjustudien utfördes som en öppen dialog mellan intervjuaren och miljöinspektören.

BILAGA 2. Sammanställning av intervjustudie

Tabell 7. En sammanställning av svaren från telefonintervjuerna. ¹AVR är förkortningen på kommunalt avloppsreningsverk.

	Utgör grundvattenytans placering ett hinder?	Marktyper som dominerar	Utgör infiltrationsförmågan ett hinder?	Utgör brunnspaceringen ett hinder?	Vad räknas som skyddsvärt vattendrag?	Hur vanligt är bedömningen hög skydds nivå och varför?	Kretslopps-policy	Hant. av avloppsfrak.
Gällivare	Sällan	sand och morän Mycket svallad morän	sällan	Sällan problem Prob. med grannes brunn	Inga rutiner	Sällan, närhet till vattentäkt	Nej	Deponi
Luleå	ofta	Mjåla, sand & grus Siltig morän, tät morän	25 - 30 %	Vanligen inget problem	Främst Innefjärdarna	Sällan, närhet till vattentäkt	Nej	AVR ¹
Sundsvall	Sällan	Mjåla, sand & grus Siltig morän, tät morän	Variera	Varierar	Sjöar, hav och åar	Ovanligt, närhet till vattentäkt	Nej	AVR
Östersund	Sällan	Kust; berg, Inl; morän	Nej	Varierar	Flesta vattendrag	Ovanligt, närhet till dricksvatt.	Nej	AVR & Jordb.
Östhammar	sällan	Lera, lite moränkullar	Variera	Varierar	Allt utom dike	Ofta, närhet till vattentäkt	Nej	AVR
Örebro	Ja	Lera, lite moränkullar	Ja	Vanligen inget problem	Vill skydda insjöarna	95%, närhet till vattentäkt	Nej	AVR
Gnesta	10 -15 %	berg, lera & morän	Ja	Vanligen inget problem	Allt utom dike	20%, närhet till vattentäkt	Nej	AVR
Trosa	Sällan	Mest lera, kompakt	Ja	Vanligen inget problem	Allt utom dike	50%, närhet till vattentäkt	Ja	AVR
Vänersborg	Ofta	Lera	Ofta	Ofta, små tomter	Allt utom dike	50%, närhet till vattentäkt	Nej	AVR
Jönköping	Sällan	70 % lera, 30 % grus Lera, morän och berg	Ja	Rätt vanligt	Åar och bäckar, hav	-	Nej	AVR
Västervik	Ofta	Lera, morän och berg	Ofta	Ganska vanligt	Allt, även dike	75%, närhet till vattentäkt	Nej	AVR
Gottland	ofta	Varierar mycket	ca 20 %	Ganska vanligt Inte så vanligt, 25 %	Hav och sjöar	Ovanligt, närhet till vattentäkt	Nej	AVR
Växsjö	sällan	Tät morän Mest lerhaltig morän	Nej	Ganska vanligt	Badplats eller sjö m dålig status	20-30 %, närhet till vattentäkt	Nej	AVR
Kristianstad	Ofta	Lera, lite moränkullar	Ja	Vanligen inget problem	Allt utom dike	50%, närhet till vattentäkt	Nej	AVR

Tabell 8. Sammanställning över de enskilda avloppssystem som finns i kommunen (samtliga svar är ungefärligt angivna).

	Infiltration (totalt)	Upphöjd infiltration	Förstärkt infiltration	Markbädd (totalt)	Upphöjd markbädd	Markbädd med liner	Markbädd med biomoduler	Sluten tank	Övrigt
Gällivare	90 %	få	förekommer	få	-	-	-	5 %	2 %
Luleå	50 %	20 %	20 %	10 %	30 %	10 %	40 %	25 %	15 %
Sundsvall	40 %	vanligt	vanligt	60 %	få	få	10 – 20 %	få	få
Östersund	85 %	vanligt	förekommer	3-4 %	få	alla	få	5 - 7 %	få
Östhammar	30 %	ganska vanligt	ganska vanligt	20 %	alla	få	vet ej	20 %	5 min. & 20 torrtoa.
Örebro	25 %	vanligt	majoritet	60 %	vanligt	få	majoritet	0-7 %	15 %
Gnesta	35 %	10 %	10 %	35 %	10 %	10 %	50 %	20-25%	5-10%
Trosa	20 %	-	-	60-70 %	60-70 %	20 %	70 %	10 %	-
Vänersborg	10 %	ovanligt	10 - 15%	70 %	få	10 %	+30 %	10 %	10 % - torrtoa.
Jönköping	30 %	få	förekommer	65 %	få	förekommer	majoritet	5 %	Få
Västervik	50 %	60- 70 %	50 %	50 %, kemisk fäll.	50 %	10 %	10 %	få	5%
Gottland	90 %	90 - 95 %	25 %	3-5 %	-	-	-	få	få
Växsjö	80 %	alla	alla	15 %	80 %	20 %	10 %	få	få
Kristianstad	70 %	några	används vid lera	25 %	få	-	börjar komma	2-3 %	1-2 %

BILAGA 3. Datainventering

Utsläpp (kg)	CO ₂ luft	CO luft	CH ₄ luft	N ₂ O luft	NO _x luft	COD vatten	P _{tot} luft	P _{tot} vatten	P _{tot} mark	PO ₄ vatten	N _{tot} vatten	NH ₃ luft	NH ₃ vatten	SO ₂ luft	Källa
Prod. Svensk elmix (MJ)	3,80E-03	2,10E-06	1,40E-07	4,20E-07	9,20E-06									6,70E-06	Stripple (2001)
Prod. Västeuropeisk elmix i medel (MJ)	1,38E-04	3,50E-05	2,79E-04	1,40E-06	2,34E-04	8,60E-07		3,60E-05			1,30E-06	4,70E-07		5,11E-04	Baumann & Tillman (2004)
Förbränning av stenkol i kraftvärmeverk (MJ)	1,06E-01	2,03E-05	1,36E-05	1,27E-06	2,11E-04					5,35E-07	2,11E-04	3,50E-13	3,44E-05	1,00E-04	Värmeforsk (2011)
Prod. av biobränsle	3,70E-03	3,70E-06	3,30E-06	1,90E-05	2,30E-05							1,70E-05		6,60E-06	Värmeforsk (2011)
Rostfritt stål (kg)	4,21E+00	1,90E-02	1,05E-02	6,85E-05	1,11E-02	2,71E-02	1,12E-06	5,68E-07	6,85E-07		9,01E-06	1,98E-04		1,48E-02	Ecoinvent (2012)
HDPE produktion (kg)	1,57E+00	1,23E-02	1,41E-02	2,68E-07	3,25E-03	1,67E-03	1,03E-08	1,79E-07	1,70E-09		1,13E-06	3,52E-07		4,09E-03	Ecoinvent (2012)
EcoTreat (Polyaluminium Chloride) (kg)	3,13E-01	1,93E-04			1,31E-03	4,18E-03					6,54E-08			1,90E-04	Tillman m.fl. (1996)
Grus och sand (kg)	2,29E-03	8,38E-06	2,66E-06	7,72E-08	1,80E-05	7,99E-06	1,38E-10	5,75E-10	9,90E-10		5,93E-09	4,25E-07		4,52E-06	Ecoinvent (2012)
Tillverkning av krossat berg (kg)	4,14E-03	1,47E-05	6,36E-06	1,45E-07	2,12E-05	1,15E-05	4,09E-10	1,80E-09	1,71E-09		1,58E-08	1,87E-06		9,48E-06	Ecoinvent (2012)
Fiberduk av glasfiber (kg)	2,40E+00	1,36E-03	5,71E-03	2,79E-04	7,87E-03	1,63E-03	9,46E-08	3,06E-06	5,12E-07		5,55E-05	4,50E-05		9,71E-03	Ecoinvent (2012)
Geotextil (kg)	5,75E+00	6,10E-03	1,73E-02	4,40E-03	1,64E-02	2,83E-02	3,13E-07	5,66E-06	1,20E-06		1,01E-04	1,74E-04		2,11E-02	beräknat
Glasfibertillverkning	2,40E+00	1,36E-03	5,71E-03	2,79E-04	7,87E-03	1,63E-03	9,46E-08	3,06E-06	5,12E-07		5,55E-05	4,50E-05		9,71E-03	Ecoinvent (2012)
Behandling med Polyester	3,35E+00	4,74E-03	1,16E-02	4,12E-03	8,54E-03	2,67E-02	2,18E-07	2,60E-06	6,87E-07		4,59E-05	1,29E-04		1,14E-02	Ecoinvent (2012)
Transport lätt lastbil (MJ)	7,59E-02	1,76E-04	3,35E-05	2,64E-06	3,68E-04					3,04E-10		6,44E-07	2,56E-05	3,36E-05	beräknat
Diesel (5 vol % REM) prod. och dist.	6,32E-03	6,01E-06	3,28E-05	1,04E-06	1,84E-05					3,04E-10		2,84E-07	2,56E-05	1,68E-05	Värmeforsk (2011)
Förbrukning	6,96E-02	1,70E-04	6,80E-07	1,60E-06	3,50E-04							3,60E-07		9,30E-08	Värmeforsk (2011)
Transport medeltung lastbil (MJ)	7,59E-02	1,56E-04	3,36E-05	2,04E-06	6,98E-04					3,04E-10		6,64E-07	2,56E-05	1,69E-05	beräknat
Diesel (5 vol % REM) prod. och dist.	6,32E-03	6,01E-06	3,28E-05	1,04E-06	1,84E-05					3,04E-10		2,84E-07	2,56E-05	1,68E-05	Värmeforsk (2011)
Förbrukning	6,96E-02	1,50E-04	8,30E-07	1,00E-06	6,80E-04							3,80E-07		9,30E-08	Värmeforsk (2011)
Transport tung lastbil (MJ)	7,59E-02	1,46E-04	3,33E-05	2,24E-06	6,18E-04					3,04E-10		4,94E-07	2,56E-05	1,69E-05	beräknat
Diesel (5 vol % REM) prod. och dist.	6,32E-03	6,01E-06	3,28E-05	1,04E-06	1,84E-05					3,04E-10		2,84E-07	2,56E-05	1,68E-05	Värmeforsk (2011)
Förbrukning	6,96E-02	1,40E-04	5,00E-07	1,20E-06	6,00E-04							2,10E-07		9,30E-08	Värmeforsk (2011)

Utsläpp (kg)	CO ₂ luft	CO luft	CH ₄ luft	N ₂ O luft	NO _x luft	COD vatten	P _{tot} luft	P _{tot} vatten	P _{tot} mark	PO ₄ vatten	N _{tot} vatten	NH ₃ luft	NH ₃ vatten	SO ₂ luft	Källa
Transport fartyg (MJ)	8,57E-02	1,39E-04	7,35E-05	3,75E-06	1,62E-03							4,24E-07		5,39E-04	beräknat
Tjockolja, prod. & dist.	6,70E-03	9,10E-06	7,30E-05	1,50E-07	1,90E-05							7,40E-08		3,90E-05	Värmeforsk (2011)
Förbrukning	7,90E-02	1,30E-04	4,60E-07	3,60E-06	1,60E-03							3,50E-07		5,00E-04	Värmeforsk (2011)
Transport personbil med diesel (MJ)	7,59E-02	1,36E-04	3,33E-05	3,04E-06	2,38E-04					3,04E-10		7,34E-07	2,56E-05	1,69E-05	beräknat
Diesel (5 vol % REM) produktion och distribution	6,32E-03	6,01E-06	3,28E-05	1,04E-06	1,84E-05					3,04E-10		2,84E-07	2,56E-05	1,68E-05	Värmeforsk (2011)
Förbrukning i personbil	6,96E-02	1,30E-04	5,40E-07	2,00E-06	2,20E-04							4,50E-07		9,30E-08	Värmeforsk (2011)
Transport personbil med biogas (MJ)	2,36E-02	1,21E-04	5,17E-06		2,09E-05									5,06E-07	Värmeforsk (2011)
Transport med tåg (tkm)	4,37E-02	4,54E-05	8,16E-05	1,60E-06	1,52E-04	4,00E-05	2,93E-09	1,37E-09	1,45E-08		2,28E-08	5,70E-07		3,97E-05	Ecoinvent (2012)
Grävmaskin (m³ material)	5,16E-01	1,94E-03	3,79E-04	1,74E-05	6,07E-03	2,18E-03	4,76E-09	5,98E-08	2,31E-07		6,24E-07	5,10E-06		7,94E-04	Ecoinvent (2012)
Traktor (ton material*km)	2,87E-01	1,46E-03	1,46E-03	8,38E-06	2,08E-03	8,67E-04	9,22E-09	6,84E-08	8,23E-08		4,99E-07	6,88E-06		5,31E-04	Ecoinvent (2012)
Slambehandling (MJ)															
Biogasframställning på avloppsslam	7,19E-04	1,44E-06	1,04E-04	0,00E+00	1,44E-06									7,09E-04	Värmeforsk (2011)
Produktion av P-handelsgödsel (TSP) (kg)	6,46E-01	8,90E-04	1,19E-03	6,01E-05	3,84E-03	7,35E-06		6,92E-04		2,54E-07	2,09E-05	3,06E-07		8,10E-03	Davis & Haglund (1999)
Produktion av kalk (kg)	3,77E-03	2,50E-05	2,98E-06	5,93E-07	9,14E-05	1,56E-05	5,95E-11	5,39E-10	1,68E-09		1,66E-08	9,36E-06		6,19E-06	beräknat
Kalkbrytning	1,78E-03	1,22E-05	1,34E-06	2,94E-07	4,55E-05	7,53E-06	2,15E-11	2,53E-10	7,99E-10		7,99E-09	4,68E-06		2,87E-06	Ecoinvent (2012)
Kross, tvätt och leverering	1,99E-03	1,28E-05	1,64E-06	2,99E-07	4,58E-05	8,09E-06	3,80E-11	2,86E-10	8,80E-10		8,60E-09	4,68E-06		3,31E-06	Ecoinvent (2012)
Prod. av Polonite® (kg)	9,05E-01	1,87E-04	1,44E-04	1,10E-05	1,84E-03	1,07E-05	1,84E-10	3,17E-06	1,32E-09	4,55E-06	1,22E-07	6,08E-07	2,93E-04	9,02E-04	beräknat
Extraktion av sand	3,05E-03	1,12E-05	3,55E-06	1,03E-07	2,40E-05	1,07E-05	1,84E-10	7,67E-10	1,32E-09		7,91E-09	5,67E-07		6,03E-06	Ecoinvent (2012)
Prod. Eur.el (0,088 MJ/kg)	1,21E-05	3,08E-06	2,46E-05	1,23E-07	2,06E-05	7,57E-08		3,17E-06			1,14E-07	4,14E-08		4,50E-05	beräknat
Prod. & förb. av kol (8,51MJ/kg)	9,02E-01	1,73E-04	1,16E-04	1,08E-05	1,80E-03					4,55E-06		2,98E-12	2,93E-04	8,51E-04	beräknat
Förbränning av PE (kg)	2,99E+00	2,57E-04	3,33E-05	5,64E-06	3,89E-04	2,04E-02	3,57E-10	3,39E-09	2,60E-09		8,50E-08	9,11E-06		2,01E-05	Ecoinvent (2012)

BILAGA 4. Karakteriseringsfaktorer för de tre miljöpåverkanskategorierna

Tabell 9. Karakteriseringsfaktorer för de tre miljöpåverkanskategorierna. Den potentiella globala uppvärmningen bedöms enligt ICPP (2007) medan övergödningspotentialen och potentialen för försurande utsläpp till luft bedöms enligt CML (2012).

Utsläpp	Globala uppv.pot. (kg CO ₂ -ekv./kg)	Övergödningspot. (kg PO ₄ ³⁻ ekv./kg)	Pot. för försurande utsläpp till luft (kg SO ₂ -ekv./kg)
CO ₂	1		
CH ₄	25		
N ₂ O	300		
NO _x		0,13	0,50
COD		0,02	
P _{tot} (luft, vatten och mark)		3,06	
N _{tot}		0,42	
NH ₃ (luft och vatten)		0,35	1,60
PO ₄ ³⁻		1	
SO ₂			1,20

BILAGA 5. Allmän data till modellkomponenter

Hushållsdata	enhet	Källa
Renvattenförbrukning	170 l/person, d	Naturvårdsverket (2006)
Personer per hushåll	2,6 antal	antagande
Slamtömning	enhet	Källa
antal slamtömningsår per år	1 antal/år	
Traditionell slamavskiljare		
Slamtömningsvolym	2,5 m ³	Eveborn m.fl. (2008)
Bränsleförbrukning vid slamtömning	9,6 l/hushåll	Eveborn m.fl. (2008)
Kemfällt slam		
Slamtömningsvolym	5,5 m ³	antaget
Bränsleförbrukning vid slamtömning	14,1 l/hushåll	beräknat utifrån Eveborn, m.fl. (2008)
Slambehandling i AVR	enhet	Källa
Volym metan per ton VS	265 m ³ /ton	JTI (2012)
Andel metan i biogas	63 %	JTI (2012)
Volym biogas per ton VS	431,95 m ³ /ton	beräknat
Energiinnehåll i metan	9,67 kWh/m ³	Lantz m.fl. (2009)
Vikt restprodukt från rötning	1,2 kg/m ³ biogas	Weiss (2007)
Traditionell slamavskiljare		
Torrsubstans	0,8 %	Eveborn m.fl. (2008)
VS - halt av TS	65 %	JTI (2012)
Total mängd VS i slammet	0,013 ton	beräknat
Potentiell mängd producerad energi	119,93 MJ/hushåll,år	beräknat
Total mängd förbrukad energi	241,17 MJ/hushåll,år	beräknat
Vikt restprodukt från rötning	6,74 kg/hushåll,år	beräknat
Kompenserad mängd producerad diesel	3,95 l/hushåll,år	beräknat
Kemfällt slam		
Torrsubstans	0,8 %	antaget
VS - halt av TS	65 %	antaget
Total mängd VS i slammet	0,0286 ton	beräknat
Potentiell mängd producerad energi	263,84 MJ/hushåll,år	beräknat
Total mängd förbrukad energi	530,58 MJ/hushåll,år	beräknat
Vikt restprodukt från rötning	14,82 kg/hushåll,år	beräknat
Biogaskompensering		
Kemfällande system		
Producerad mängd biogas	12,35 m ³	beräknat
Bränsleförbrukning för biogasdrivet fordon	0,80 m ³ /mil	Örebro (2010)
Distans	9,88 mil	beräknat
Markbaserad & R. Filter system		
Producerad mängd biogas	5,62 m ³	beräknat
Bränsleförbrukning för biogasdrivet fordon	0,80 m ³ /mil	Örebro (2010)
Distans	4,49 mil	beräknat
Kompletterad distans med dieseldrivet fordon	5,39 mil	beräknat
Bränsleförbrukning för dieseldrivet fordon	0,68 l/mil	SCB (2012)
Kompletterande mängd diesel	3,67 l	beräknat

Transporter och markarbeten	enhet	Källa
Energiomvandling 1 liter diesel	36,4 MJ/l	SPBI (2012)
Densitet Diesel	0,814 kg/l	SPBI (2012)
Anläggningsbil		
Bränsleförbrukning	0,354 l/km	samma som med. lastbil
Energiförbrukningen	12,89 MJ/km	samma som med. lastbil
Lastningskapacitet	12 ton	samma som med. lastbil
Energiförbrukning	1,07 MJ/km	beräknat
Medeltung lastbil		
Bränsleförbrukning	0,354 l/km	Hammarström & Yahya (2000)
Energiförbrukning	12,89 MJ/km	beräknat
Lastningskapacitet	12 ton	Baumann & Tillman (2004)
Energiförbrukning per ton flyttat material	1,07 MJ/km*ton	beräknat
Tung lastbil med släp		
Bränsleförbrukning	0,473 l/km	Hammarström & Yahya (2000)
Energiförbrukning	17,22 MJ/km	beräknat
Lastningskapacitet	42 ton	Baumann & Tillman (2004)
Energiförbrukning per ton flyttat material	0,41 MJ/km*ton	beräknat
RoRo-fartyg		
Energiförbrukning per ton flyttat material	0,14 MJ/ton*km	Stripple (2001)
Grävmaskin		
Bränsleförbrukning	0,33 l/m ³	Stefan, pers. medd. (2012)
Personbil		
Bränsleförbrukning för dieseldrivet fordon	0,68 l/mil	SCB (2012)
Bränsleförbrukning för biogasdrivet fordon	0,8 m ³ /mil	Örebro (2010)
Traktor		
Bränsleförbrukning allmänt	0,0457 l/km*ton	beräknat efter Bioenergiportalen (2012)
Lastningskapacitet	11 ton	Lindgren m.fl. 2002
Bränsleförbrukning spridning av slam	1,84 l/ha	antaget efter Karlsson & Rhode (2002)
Bränsleförbrukning spridning av handelsgödsel	0,40 l/ha	Baky m.fl. (2010)
Bränsleförbrukning spridning av filtermaterial	0,40 l/ha	samma som handelsgödsel
Bränsleförbrukning spridning av kalk	0,40 l/ha	samma som handelsgödsel
Transport sträckor	enhet	Källa
Produktion		
PE tillverkning -leverantör (Stenungsund - Alunda)	490 km	Google (2012)
PE tillverkning - rörtillverkning (Stenungsund - Herrljunga)	100 km	Google (2012)
Polonite [®] dagbrott - förädling	80 km	Google (2012)
Polonite [®] förädling - centrallager i Sverige	778 km	Google (2012)
Polonite [®] , frakt med båt (Gdynia, PL - Karlskrona)	315 km	Google (2012)
Fläkt - leverantör (Polen - Alunda)	971 km	Google (2012)
Fläkt, frakt med båt (Gdynia, PL - Karlskrona)	315 km	Google (2012)
Pump, frakt med båt (Italien - Göteborg)	4500 km	Google (2012)

Pump, frakt med lastbil (Göteborg - Alunda)	490 km	Google (2012)
Uppförande och drift		
Leverantör - enskilt avlopp (Alunda - Växjö)	560 km	Google (2012)
Rörtillverkning - enskilt avlopp (Herrljunga - Växjö)	230 km	Google (2012)
Grustag - enskilt avlopp, inkl. återresa	40 km	Karlsson (2005)
Kemikalietillverkning - enskilt avlopp (Malmö - Växjö)	240 km	Google (2012)
Polonite® lager- enskilt avlopp	151 km	Google (2012)
Återvinning		
Enskilt avlopp - deponi, ink. återresa	40 km	antagande
Enskilt avlopp - jordtillverkning, ink. återresa	40 km	antagande
Enskilt avlopp - förbränning (PE komponenter), ink. återresa	200 km	antagande
Enskilt avlopp - jordbruk (reaktivt filtermaterial), ink. återresa	40 km	antagande
Reningsverk - jordbruk (25% av allt slam), ink. Återresa	40 km	antagande
Reningsverk - deponi (20 % av allt slam), ink. Återresa	40 km	antagande
Reningsverk - jordtillverkning, ink. återresa (32 % av allt slam)	40 km	antagande

BILAGA 6. Modellöversikt - markbaserat avloppssystemet

Slamavskiljare	Enhet	Källa
Modell	SA 2000ce	Fann (2012)
Material	PE	Fann (2012)
Vikt	110 kg	Fann (2012)
Förankring med fiberduk i glasfibrer	2 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Förhöjningsstos FS6, PE	13,5 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Lock PE	4 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Livslängd	40 år	antagande
Markbädd	Enhet	Källa
Bredd	2 m	Naturvårdsverket (2003)
Bredden på botten	2 m	antagande
Yt belastning	50 l/m ² , d	Naturvårdsverket (2003)
Erforderlig area	20 m ²	Naturvårdsverket (2003)
Medför längd	10 m	beräknat
Livslängd	20 år	antagande
Materialavskiljande skikt		
Material	singel (4-10 mm)	Naturvårdsverket (2003)
Antal	2 antal	antaget
Tjocklek	0,05 m	Naturvårdsverket (2003)
Densitet	1500 kg/m ³	Entreprenör, pers. medd. (2012)
Total Vikt (båda lagren)	3000 kg	beräknat
Spridningslager		
Material	makadam (12-24mm)	Naturvårdsverket (2003)
Tjocklek	0,375 m	Naturvårdsverket (2003)
Densitet	1500 kg/m ³	Entreprenör, pers. medd. (2012)
Vikt	11250 kg	beräknat
Övegångslager		
Material	dräneringsgrus (4-8mm)	
Tjocklek	0,065 m	Naturvårdsverket (2003)
Densitet	1700 kg/m ³	Entreprenör, pers. medd. (2012)
Vikt	2210 kg	beräknat
Markbäddsand		
Material	sand (0-8mm)	Naturvårdsverket (2003)
Tjocklek	0,8 m	Naturvårdsverket (2003)
Densitet	1400 kg/m ³	Entreprenör, pers. medd. (2012)
Vikt	22400 kg	beräknat
Dräneringslager		
Material	makadam (12-24mm)	Naturvårdsverket (2003)
Tjocklek	0,1 m	Naturvårdsverket (2003)
Densitet	1700 kg/m ³	Entreprenör, pers. medd. (2012)
Vikt	3400 kg	beräknat
Vertikal längd	2,14	beräknat
Djup under marknivå	1,07 m	beräknat
Volym	21,3 m ³	Beräknat

Pumpbrunn och kombinerad fördelningsbrunn		Enhet	Källa
Modell	Pumpbrunn PB		Fann (2012)
Material		PE	Fann (2012)
Vikt		30 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Livslängd		40 år	antagande
Pump		Enhet	Källa
Modell	Robota Best-One		Fann (2012)
Material	Rostfritt stål		Fann, pers. medd. (2012)
energiförbrukning		0,35 kWh/d	Fann, pers. medd. (2012)
Vikt		3,5 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Livslängd		10 år	Fann, pers. medd. (2012)
Uppsamlingsbrunn		Enhet	Källa
Modell	Kombibrunn		Fann (2012)
Material		PE	Fann (2012)
Vikt		35 kg	Fann (2012)
Livslängd		40 år	antagande
Rörledningar		Enhet	Källa
Sprid-/uppsamlingsledning		4 antal	antagande
Material		PE	Fann, pers. medd. (2012)
Diameter		110 mm	Fann, pers. medd. (2012)
Vikt rör per m		2,2 kg/m	Onninen (2012)
Längd		10 m	beräknat
Total vikt		88 kg	beräknat
Livslängd		20 år	antagande
Ledning mellan pump och spridarledning			
Material		PEM	Fann, pers. medd. (2012)
Diameter		63 mm	Fann, pers. medd. (2012)
Vikt rör per m		0,21 kg/m	Onninen (2012)
Längd		5 m	antagande
Total vikt		1,05 kg	beräknat
Livslängd		40 år	antagande
Övriga ledningar			
Material		PE	Fann, pers. medd. (2012)
Diameter		110 mm	Naturvårdsverket (2003)
Vikt rör per m		2,2 kg/m	Onninen (2012)
Led. hushåll och slamavskiljare		10 m	antagande
Led. slamavskiljare och pumpbrunn		1 m	antagande
Led. uppsamlingsbrunn och utlopp		10 m	antagande
Total vikt		46,2 kg	beräknat
Livslängd		40 år	antagande
Anläggningsarbeten		Källa	
Anläggning av markbädd		40 liter	antagande
Anläggning av övriga systemkomp		40 liter	antagande
Transport av anläggnings grus		7 m ³	Entreprenör, pers. medd. (2012)
Densitet		1700 kg/m ³	Entreprenör, pers. medd. (2012)
Vikt anläggningsgrus		11900 kg	beräknat

BILAGA 7. Modellöversikt – R. Filtersystemet

Slamavskiljare	Enhet	Källa
Modell	SA 2000ce	Fann (2012)
Material	PE	Fann (2012)
Vikt	110 kg	Fann (2012)
Förankring med fiberduk i glasfibrer	2 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Förhöjningsstos FS6, PE	13,5 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Lock PE	4 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Livslängd	40 år	antagande
Kompaktfilter	Enhet	Källa
Modell	IN-DRÄN Biobädd 5S	Fann (2012)
Volym	2,88 m ³	Fann (2012)
Ytterhölje, PE	140 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Distansplattmaterial (PP)	12 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Geotextil	2,5 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Biogrus	150 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Skruv (rostfritt stål)	0,5 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Fläkt (rostfritt stål)	5 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Energiförbrukning fläkt	281 kWh/år	Fann, pers. medd. (2012)
Förhöjningsstos FS6, PE	13,5 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Lock PE	4 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Livslängd	15 år	Fann (2012)
Pumpbrunn och kombinerad fördelningsbrunn	Enhet	Källa
Modell	Pumpbrunn PB	Fann (2012)
Material	PE	Fann (2012)
Vikt	30 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Livslängd	40 år	antagande
Pump	Enhet	Källa
Modell	Robota Best-One	Fann (2012)
Material	Rostfritt stål	Fann, pers. medd. (2012)
Energiförbrukning	0,35 kWh/dygn	Fann, pers. medd. (2012)
Vikt	3,5 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Livslängd	10 år	Fann, pers. medd. (2012)
Uppsamlingsbrunn	Enhet	Källa
Modell	Kombibrunn	Fann (2012)
Material	PE	Fann (2012)
Vikt	35 kg	Fann (2012)
Livslängd	40 år	antagande
Reaktivt filter		Källa
Material	Polonite®	Biotech (2012)
Rekommenderad mängd	1,5 kg/m ³ vatten	Biotech (2012)
Volym avloppsvatten	104,9 m ³ /år	beräknat
Vikt	500 kg	Biotech (2012)
Livslängd	3,2 år	beräknat

Rörledningar	Enhet	Källa
Sprid-/uppsamlingsledning	2 antal	antagande
Material	PE	Fann, pers. medd. (2012)
Diameter	110 mm	Fann, pers. medd. (2012)
Vikt rör per m	2,2 kg/m	Onninen (2012)
Längd	2,4 m	beräknat
Total vikt	10,56 kg	beräknat
Livslängd	15 år	antagande
Ledning mellan pump och spridarledning		
Material	PEM	Fann, pers. medd. (2012)
Diameter	63 mm	Fann, pers. medd. (2012)
Vikt rör per m	0,21 kg/m	Onninen (2012)
Längd	5 m	antagande
Total vikt	1,05 kg	beräknat
Livslängd	40 år	antagande
Övriga ledningar		
Material	PE	Fann, pers. medd. (2012)
Diameter	110 mm	Naturvårdsverket (2003)
Vikt rör per m	2,2 kg/m	Onninen (2012)
Ledning hushåll och trekammarbrunn	10 m	antagande
Ledning trekammarbrunn och pumpbrunn	1 m	antagande
Ledning uppsamlingsbrunn och utlopp	10 m	antagande
Total vikt	46,2 kg	beräknat
Livslängd	40 år	antagande
Anläggningsarbeten		Källa
Anläggning av kompaktfiler	20 liter	antagande
Anläggning av övriga systemkomp.	40 liter	antagande
Transport av anläggningsgrus	12,5 m ³	Entreprenör, pers. medd. (2012)
Densitet	1700 kg/m ³	Entreprenör, pers. medd. (2012)
Vikt anläggningsgrus	21250 kg	beräknat

BILAGA 8. Modellöversikt – Kemfällande systemet

Slamavskiljare	Enhet	Källa
Modell	SA 4000ce	Fann (2012)
Material	PE	Fann (2012)
Vikt	230 kg	Fann (2012)
Förankring med fiberduk i glasfibrer	2 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Förhöjningsstos FS6, PE	13,5 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Lock PE	4 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Livslängd	40 år	antagande
Kemikaliefällning	Enhet	Källa
Fällningskemikalie	EkoTreat	Avloppscenter (2012)
Elförbrukning dosering	2 kWh/år	Fann (2012)
Doserad mängd	15 l/pers, år	Fann, pers. medd. (2012)
Kompaktfilter	Enhet	Källa
Modell	IN-DRÄN Biobädd 5S	Fann (2012)
Volym	2,88 m ³	Fann (2012)
Ingående delar		Fann (2012)
Ytterhölje, PE	140 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Distansplattmaterial (plast)	12 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Geotextil	2,5 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Biogrus	150 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Rostfri skruv (rostfritt stål)	0,5 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Fläkt (rostfritt stål)	5 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Energiförbrukning fläkt	281 kWh/år	Fann, pers. medd. (2012)
Förhöjningsstos FS6, PE	13,5 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Lock PE	4 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Livslängd	15 år	Fann (2012)
Pumpbrunn och kombinerad fördelningsbrunn	Enhet	Källa
Modell	Pumpbrunn PB	Fann (2012)
Material	PE	Fann (2012)
Vikt	30 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Livslängd	40 år	antagande
Pump	Enhet	Källa
Modell	Robota Best-One	Fann (2012)
Material	Rostfritt stål	Fann, pers. medd. (2012)
energiförbrukning	0,35 kWh/dygn	Fann, pers. medd. (2012)
Vikt	3,5 kg	Fann, pers. medd. (2012)
Livslängd	10 år	Fann, pers. medd. (2012)
Uppsamlingsbrunn	Enhet	Källa
Modell	Kombibrunn	Fann (2012)
Material	PE	Fann (2012)
Vikt	35 kg	Fann (2012)
Livslängd	40 år	antagande

Rörledningar	Enhet	Källa
Sprid-/uppsamlingsledning	2 antal	antagande
Material	PE	Fann, pers. medd. (2012)
Diameter	110 mm	Fann, pers. medd. (2012)
Vikt rör per m	2,2 kg/m	Onninen (2012)
Längd	2,4 m	beräknat
Total vikt	10,56 kg	beräknat
Livslängd	15 år	antagande
Ledning mellan pump och spridarledning		
Material	PEM	Fann, pers. medd. (2012)
Diameter	63 mm	Fann, pers. medd. (2012)
Vikt rör per m	0,21 kg/m	Onninen (2012)
Längd	5 m	antagande
Total vikt	1,05 kg	beräknat
Livslängd	40 år	antagande
Övriga ledningar		
Material	PE	Fann, pers. medd. (2012)
Diameter	110 mm	Naturvårdsverket (2003)
Vikt rör per m	2,2 kg/m	Onninen (2012)
Ledning mellan hushåll och trekammarbrunn	10 m	antagande
Ledning mellan trekammarbrunn och pumpbrunn	1 m	antagande
Ledning mellan uppsamlingsbrunn och utlopp	10 m	antagande
Total vikt	46,2 kg	beräknat
Livslängd	40 år	antagande
Anläggningsarbeten		Källa
Anläggning av kompaktfiler	20 liter	antagande
Anläggning av övriga systemkomp.	40 Liter	antagande
Transport av anläggningsgrus	12,5 m ³	Entreprenör, pers. medd. (2012)
Densitet	1700 kg/m ³	Entreprenör, pers. medd. (2012)
Vikt anläggningsgrus	21250 kg	beräknat

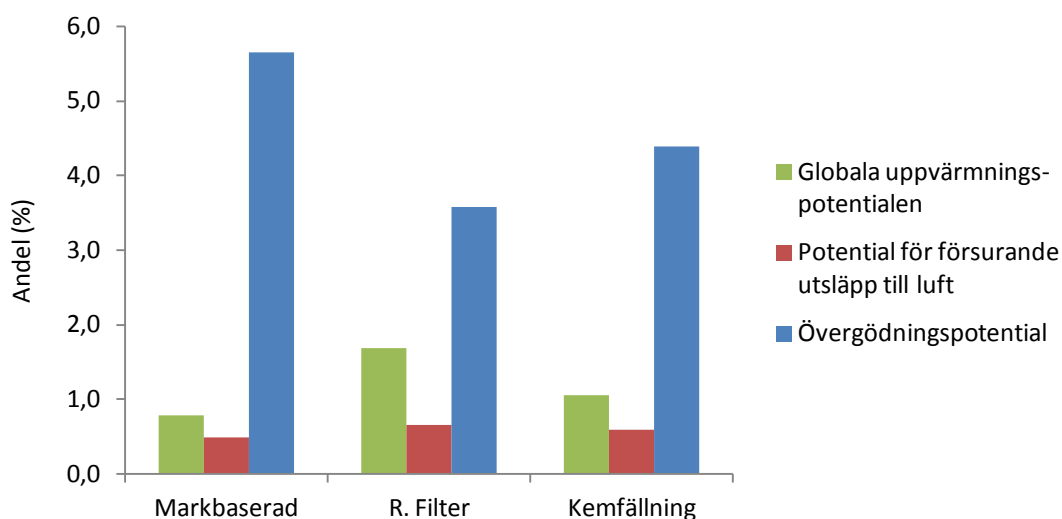
BILAGA 9. Sammanställning över inventeringen

Utsläpp (kg)	CO ₂ luft	CO luft	CH ₄ luft	N ₂ O luft	NO _x luft	COD vatten	P _{tot} luft	P _{tot} vatten	P _{tot} mark	PO ₄ vatten	N _{tot} vatten	NH ₃ luft	NH ₃ vatten	SO ₂ luft
Markbaserad														
Materialproduktion	1.03E+01	6.30E-02	6.24E-02	2.05E-04	4.24E-02	1.91E-02	3.56E-07	8.33E-04	1.21E-06	3.05E-07	3.95E-05	1.15E-03	2.12E-05	3.34E-02
Uppförande	4.90E+00	1.31E-02	2.70E-03	1.44E-04	4.96E-02	7.62E-03	1.66E-08	2.09E-07	8.08E-07	1.24E-08	2.18E-06	4.47E-05	1.04E-03	3.46E-03
Drift och underhåll	1.59E+01	3.40E-02	1.13E-02	5.05E-04	1.09E-01	4.34E-06	4.61E-11	3.42E-10	4.12E-10	5.65E-08	2.50E-09	1.27E-04	4.76E-03	3.71E-02
Återvinning	2.05E+01	1.80E-02	3.80E-03	2.45E-04	7.77E-02	8.16E-02	1.43E-09	1.36E-08	1.04E-08	3.31E-08	3.40E-07	1.09E-04	2.79E-03	1.92E-03
Totalt	5.16E+01	1.28E-01	8.02E-02	1.10E-03	2.79E-01	1.08E-01	3.74E-07	8.33E-04	2.03E-06	4.07E-07	4.20E-05	1.43E-03	8.61E-03	7.59E-02
R. Filter														
Materialproduktion	7.02E+01	1.10E-01	1.13E-01	1.08E-03	1.65E-01	2.39E-02	4.96E-07	1.93E-04	7.20E-07	2.74E-04	2.85E-05	5.06E-04	1.83E-02	9.21E-02
Uppförande	2.28E+00	7.04E-03	1.42E-03	7.13E-05	2.43E-02	5.93E-03	1.29E-08	1.63E-07	6.28E-07	3.49E-09	1.70E-06	2.11E-05	2.94E-04	2.35E-03
Drift och underhåll	1.74E+01	3.48E-02	1.14E-02	6.68E-04	1.12E-01	4.33E-06	4.60E-11	3.42E-10	4.11E-10	5.65E-08	2.49E-09	1.27E-04	4.76E-03	3.97E-02
Återvinning	2.18E+01	3.81E-03	6.68E-04	6.56E-05	1.18E-02	1.41E-01	2.47E-09	2.35E-08	1.80E-08	3.96E-09	5.88E-07	7.17E-05	3.33E-04	3.59E-04
Totalt	1.12E+02	1.55E-01	1.26E-01	1.88E-03	3.13E-01	1.71E-01	5.11E-07	1.93E-04	1.37E-06	2.74E-04	3.08E-05	7.26E-04	2.37E-02	1.34E-01
Kemfällning														
Materialproduktion	2.08E+01	1.14E-01	1.21E-01	4.37E-04	6.50E-02	8.88E-02	5.00E-07	6.82E-04	7.43E-07	2.50E-07	4.49E-05	1.02E-03	4.35E-05	5.18E-02
Uppförande	2.30E+00	7.08E-03	1.43E-03	7.19E-05	2.45E-02	5.93E-03	1.29E-08	1.63E-07	6.28E-07	3.58E-09	1.70E-06	2.12E-05	3.01E-04	2.36E-03
Drift och underhåll	1.99E+01	4.51E-02	1.79E-02	6.50E-04	1.48E-01	4.49E-06	4.77E-11	3.54E-10	4.26E-10	6.12E-08	2.58E-09	1.34E-04	5.16E-03	7.92E-02
Återvinning	2.50E+01	3.74E-03	6.28E-04	6.73E-05	1.06E-02	1.65E-01	2.88E-09	2.74E-08	2.10E-08	3.25E-09	6.86E-07	8.07E-05	2.74E-04	3.43E-04
Totalt	6.80E+01	1.69E-01	1.41E-01	1.23E-03	2.48E-01	2.60E-01	5.16E-07	6.83E-04	1.39E-06	3.18E-07	4.73E-05	1.25E-03	5.78E-03	1.34E-01

BILAGA 10. Utsläppsdata till normaliseringen för världen, Västeuropa och Sverige samt normaliseringen med genomsnittsdata för världen.

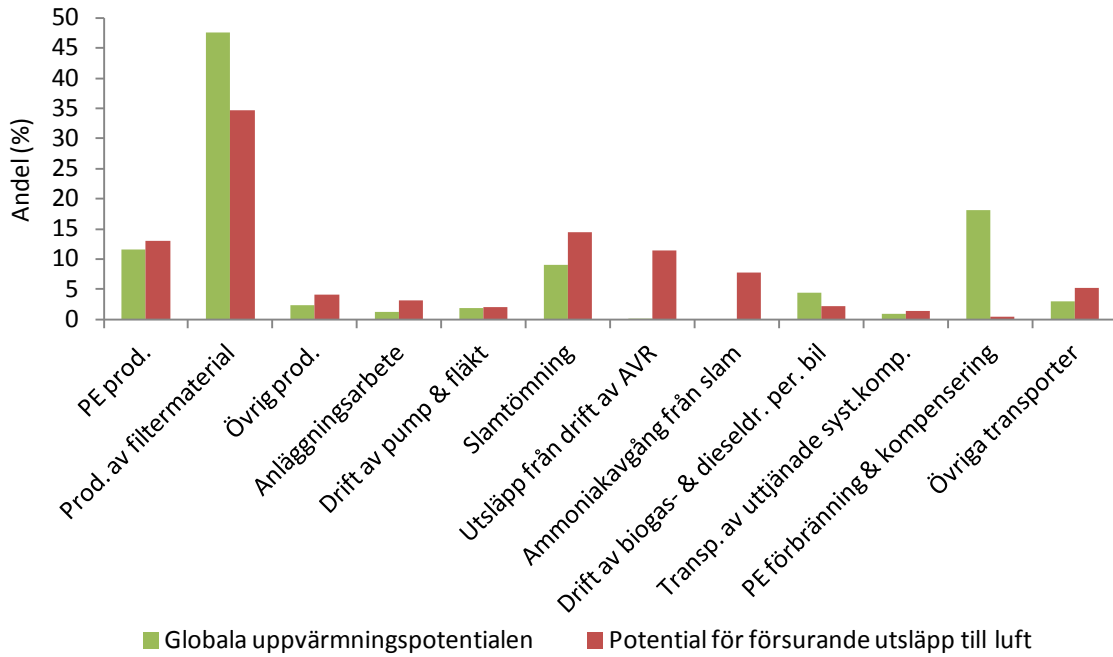
Tabell 10. Utsläppsdata för världen, Västeuropa och Sverige för samtliga miljöpåverkanskategorier. Data för världen och Västeuropa är hämtade ur Weiss (2008) och bygger på data ur Guinée (2002), data för Sverige är hämtad från Tidåker m.fl. (2005). Data över potentialen för försurande utsläpp till luft är beräknat för gasutsläpp och inkluderar inte eventuella utsläpp via vatten.

Miljöpåverkanskategori	Världen (1995)	Väst Europa (1995)	Sverige (2002)
Globala uppvärmningspotentialen (kg CO ₂ ekv/år, capita)	6830	14600	7667
Försurningspotential (kg SO ₂ ekv/år, capita)	52,9	38,4	31,1
Övergödningspotential (kg PO ₄ ³⁻ ekv/år, capita)	22,8	84,2	12,2

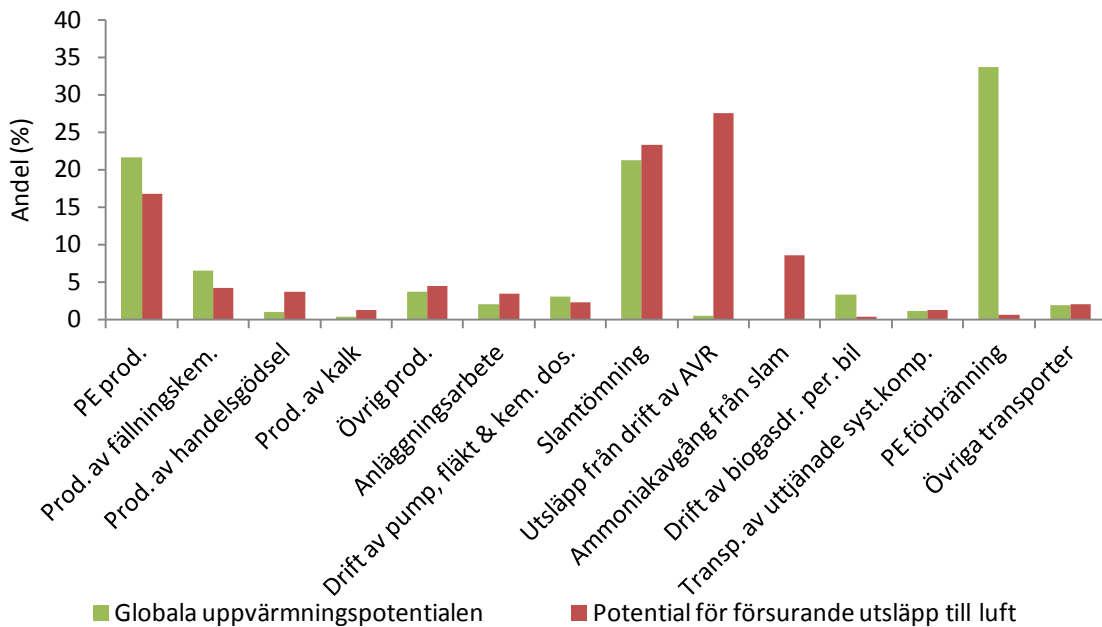


Figur 20. Utsläppen orsakad av de olika avloppssystemen i förhållande till det totala utsläppet per år och capita för världen.

BILAGA 11. Känslighetsanalys – identifikation av relevanta modellkomponenter för det reaktiva filtersystemet och kemfällande systemet.



Figur 21. De olika modellkomponenternas bidrag till den globala uppvärmningspotentialen och potentialen för försurande utsläpp till luft för det reaktiva filtersystemet.



Figur 22. De olika modellkomponenternas bidrag till den globala uppvärmningspotentialen och potentialen för försurande utsläpp till luft för det kemfällande systemet.