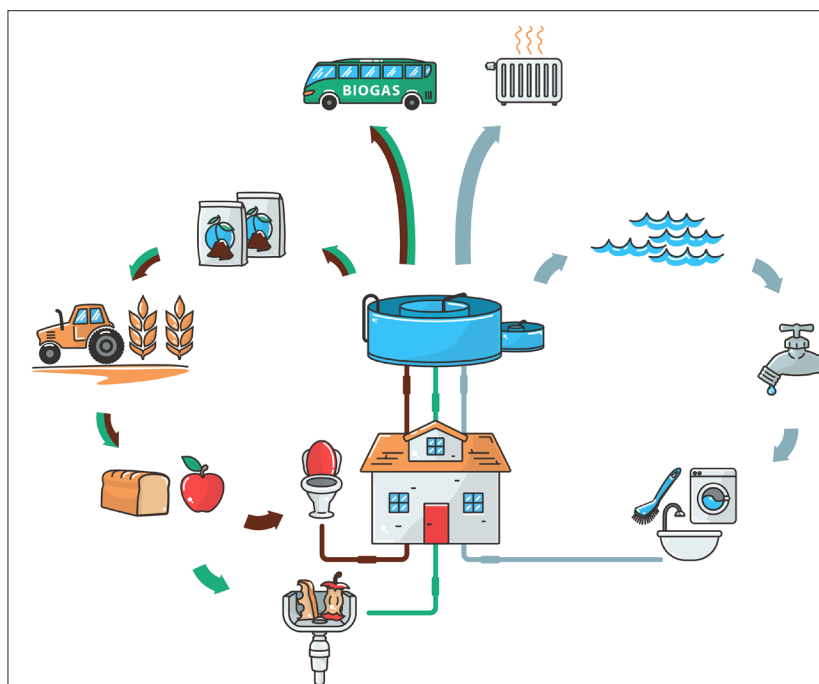


Erfarenheter, genomförande, ekonomi och samhällsnytta

Hamse Kjerstadius

Marinette Hagman

Sofia Dahl



Svenskt Vatten Utveckling

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

Dricksvatten
Röret & Klimat
Avlopp & Miljö
Management

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

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

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

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

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

Rapportens titel:	Källsorterande system för spillvatten och matavfall – erfarenheter, implementering, ekonomi och samhällsnytta
Title of the report:	Source Separated systems for wastewater and food waste – experiences, implementation, economy and societal benefits
Författare:	Erik Kärrman, SP Urban Water Management; Hamse Kjerstadius och Åsa Davidsson, LTH; Marinette Hagman och Sofia Dahl, NSVA
Rapportnummer:	2017-04
Antal sidor:	120
Sammandrag:	Att införa källsorterande system kan vara ett sätt att klara framtidens skarpare krav på utsläpp till recipient och kretslopp av växtnäringsämnen. Syftet med detta projekt var att stötta svenska VA-aktörer som överväger införande av källsorterande system genom att 1) sammanställa befintliga erfarenheter från planering, beslutsfattande och införande av källsorterande system, 2) genomföra en ekonomisk analys med avseende på kostnader och samhällsnytta, samt 3) belysa centrala planerings- och implementeringsfrågor.
Abstract:	Future requirements regarding water emissions and nutrient recycling can be fulfilled with the introduction of source separated waste and wastewater systems. This report supports municipalities and water companies who consider source separating systems through 1) a compilation of experiences of planning, decision making and implementation of source separated systems, 2) Life cycle cost and socio-economic analysis, and 3) highlights of important planning and implementation issues.
Sökord:	Källsortering, klosettwater, matavfall, bad-, disk och tvättwater, gråwater, svartwater
Keywords:	Source separation, blackwater, toilet waste, greywater, food waste
Målgrupper:	VA-huvudmän, stadsplanerare, avfallsbolag, teknikleverantörer, forskare, konsulter
Omslagsbild:	Illustration: Anna Karlsson, Friends & Family
Rapport:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2017
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB
Om projektet	
Projektnummer:	14-119
Projektets namn:	Sorterande spillvattensystem – erfarenheter, ekonomi, samhällsnytta och implementering
Projektets finansiering:	Svenskt Vatten Utveckling, och Energimyndigheten

Förord

Denna rapport slutrapporterar Svenskt Vatten utvecklingsprojektet 14-119 *Sorterande spillvattensystem – erfarenheter, ekonomi, samhällsnytta och implementering*. Projektledare var Marinette Hagman från Sweden Water Research och operativ projektledare var Erik Kärrman från SP Urban Water Management. Projektgruppens övriga medlemmar var Sofia Dahl från NSVA, Åsa Davidsson och Hamse Kjerstadius, VA-Teknik LTH samt Emma Lundin och Hans Bertil Wittgren, SP Urban Water Management.

Projektet samfinansierades av Energimyndigheten som finansierade delar av utredningen med ett förarbete för att ta fram en systemlösning för området H+ i Helsingborg. Det arbetet är även rapporterat i december 2014 med titeln *Framtida urbana försörjnings- och resurssystem för svartvatten och matavfall – nytt system för H+*. Rapporten tillhandahålls av NSVA.

Projektet har följts av en referensgrupp bestående av Margareta Lundin Unger – Havs- och vattenmyndigheten, Angelika Blom – Nordvästra Skånes Renhållning AB, Håkan Jönsson – Sveriges Lantbruksuniversitet, Maria Lennartsson – Stockholms exploateringskontor, David Gustavsson – VA-SYD och Jens Gille, Helsingborgs stad.

Pilotområdena som beskrivs i rapporten är flera under utveckling och därför kan förändringar ha skett sedan denna studie genomfördes. Huvuddelen av informationen från de internationella pilotområdena samlades in under 2015 och från de svenska områdena samlades merparten information in under 2016. Det är alltså statusen vid de tillfällena som beskrivs i denna rapport.

Projektgruppen vill passa på att rikta ett stort tack till referensgruppen samt till projektledare från Sverige, Norge, Schweiz, Tyskland, Belgien och Nederländerna som generöst har delat med sig av sina erfarenheter av källsorterande systemlösningar.

Innehåll

Förord.....	3
Sammanfattning	6
Summary.....	7
1 Bakgrund	8
2 Syfte och genomförande	10
3 Metod	11
3.1 Erfarenheter.....	11
3.2 Planerings- och genomförandefrågor	11
3.3 Ekonomi.....	11
3.4 Samhällsnyttan av källsorterande spillvattensystem.	11
4 Erfarenheter av urbana källsorterande spillvattensystem - litteraturreferenser	12
4.1 Urinsorterande system.....	12
4.2 Klosettavattensystem	13
5 Erfarenheter från planerade och existerande områden med källsortering av matavfall, klosettavatten och BDT-vatten	16
5.1 Källsorterande system i H+ Helsingborg	16
5.2 Munga, Västerås kommun	23
5.3 Hölö hygieniseringsanläggning, Södertälje kommun	24
5.4 Fullriggaren i Malmö (Avfallskvarnar).....	28
5.5 DEUS 21 (Knittlingen, Tyskland).....	31
5.6 Lemmerweg & Noorderhoek (Sneek, Nederländerna)	35
5.7 Jenfelder Au (Hamburg, Tyskland)	40
5.8 Buiksloterham (Amsterdam, Nederländerna).....	43
5.9 Schipperskaai (Gent, Belgien).....	45
6 Planerings- och genomförandefrågor	48
6.1 Planering och drivkrafter	48
6.2 Genomförande	49
6.3 Sammanställning av erfarenheter av teknik	50
6.4 Juridik och ansvarsfördelning.....	51

7	Ekonomisk analys	54
7.1	Metod för ekonomisk analys	56
7.2	Systembeskrivning	58
7.3	Resultat.....	63
7.4	Samhällsekonomisk analys.....	71
8	Diskussion.....	75
8.1	Diskussion om erfarenheter av pilotområden med källsorterande system	75
8.2	Diskussion om ekonomisk analys	77
8.3	Diskussion kring samhällsnyttan av källsorterande spillvattensystem.....	82
8.4	Ekonomisk jämförelse med källsorterande system för urea-hygienisering.....	84
9	Slutsatser.....	86
10	Referenser.....	88
	Appendix 1 - Kostnadsberäkning.....	95
	Appendix 2 - Dataunderlag till ekonomisk analys.....	102
	Appendix 3 - Annuitetsmetoden	108
	Appendix 4 - Värmeutvinning ur avlopp	109
	Appendix 5 - Alternativ behandling av källsorterat klosettvatten (Urea-hygienisering)	113

Sammanfattning

Att införa källsorterande system för spillvatten eller matavfall kan vara ett sätt att klara framtida skarpare krav på utsläpp till vatten samt kretslopp av växtnäringsämnen. Med källsorterande system menas i den här rapporten system där källsorterat klosettvatten eller matavfall hanteras separat utan sammanblandning med andra avloppsfraktioner. Syftet med projektet var att ge underlag till svenska VA-aktörer som överväger att införa källsorterande system i nybyggnads- eller omvandlingsområden. Projektet genomfördes av en grupp från SP Urban Water Management, Lunds universitet och Nordvästra Skånes Vatten och Avlopp AB. Gruppen har sammanställt svenska och internationella erfarenheter, belyst centrala frågeställningar kring planering och införande av källsorterande system, samt gjort en ekonomisk analys av kostnader och samhällsnytta.

Det finns få erfarenheter av ledningstransport av källsorterat klosettvatten, men de som finns är goda. Vakuumsystem i äldre svenska exempel hade dock ofta fler driftavbrott än konventionella system, men endast ett fåtal problem finns rapporterade från senare internationella exempel. Behandling och utvinning av närsalter ur klosettvatten är ett hittills outvecklat område. Bristen på marknad för produkterna nämns som den främsta begränsningen.

De källsorterande systemen behöver anpassas till lagar och regler. Jordbrukets krav och förväntningar på kretsloppsprodukter behöver beaktas, och det behövs avtal med jordbrukare. För lyckat införande av källsorterande system i nybyggnadsområden behövs det förankring hos byggherrarna. För befintliga byggnader i till exempel omvandlingsområden behövs det kommunikation med fastighetsägare och boende.

Kostnadsjämförelserna mellan ett källsorterande klosettvattensystem och ett konventionellt system har genomförts i form av en nybyggnadskalkyl med annuitetsmetod. Beräkningsmetoden skulle simulera byggnation av en ny stadsdel med helt ny infrastruktur och där systemkomponenter byts efter ungefär 50 år. Kostnadsberäkningen visade att källsorterande system i nybyggnadsområden är cirka 20 procent mer kostnadskrävande än dagens system för hantering av matavfall och klosettvatten. En begränsad samhälls-ekonomisk analys visar dock att 15 procent av denna kostnadsökning kan tillgoda räknas ett källsorterande system till följd av ökad miljönytta jämfört med ett konventionellt system.

Källsorterande system har potential att möta miljömål om näringsåtervinning och kan därför övervägas i nybyggnadsområden eller områden där VA-infrastrukturen behöver renoveras. Studien visar att erfarenheterna är få men goda av ledningstransport och behandling av källsorterat klosettvatten, men planering och genomförande av systemen behöver utvecklas.

Summary

Future requirements regarding water emissions and nutrient recycling can be fulfilled with the introduction of source separated waste and wastewater systems. The objective with this project was to support municipalities and water companies who consider source separating systems through 1) a compilation of experiences of planning, decision making and implementation of source separated systems, 2) Life cycle cost and socio-economic analysis, and 3) highlight important planning and implementation issues. The starting point of the project was a system solution planned for the new city district H+ in Helsingborg including separate handling of 1) blackwater, 2) greywater and 3) food waste milled with waste disposers. The project group consisted of representatives from SP Urban Water Management, Lund University and NordVästras Skånes Vatten och Avlopp AB.

Challenges identified regarding planning and implementation are 1) adaptation to laws and regulations, 2) cooperation with the agriculture, 3) anchoring with contractors, and 4) communication with residents.

Regarding the technology, experiences of sewer transport of blackwater are few but promising. It was indicated that elderly vacuum systems have quite many disruptions compared to conventional sewer systems. There are on the other hand no negative experiences of new applications of vacuum systems. The treatment and extraction of nutrients from blackwater is not a very developed area and there is a need for a market for recycling in order to further develop the area.

A life cycle cost model was used to estimate the costs of a conventional versus a black water system using an annuity method. The starting point is that all infrastructure must be changed and with a 50 year perspective. The life cycle cost analysis showed that source separation systems for blackwater and solid organic waste are 20% more costly than a conventional system.

It is not an easy task to estimate the socio-economic value of applying source separation systems due to environmental benefits and decreased generation of greenhouse gases. First of all there is a lack of good data. The result from a limited analysis was that the increased economic value with introduction of source separation systems corresponds to 4% of the total system costs. This corresponds however to 24% of the increased costs of introducing a separation system compared to a conventional system. Therefore socio-economics, in spite of the incompleteness, can still be a decision support together with a life cycle cost analysis.

In summary, source separation systems have the potential to fulfil the environmental target of nutrient recycling and could therefore be considered for new city districts or in areas where the sewer system and the buildings need renovations. This study shows that the experiences of blackwater separation system are few but promising. Development of planning and implementation issues is however needed.

1 Bakgrund

På spillvattensystem finns krav på hur mycket kväve, fosfor och syreförbrukande ämnen som får släppas ut till recipient. Dessutom är det enligt EUs ramdirektiv för vatten krav på att minst god ekologisk och kemisk status ska uppnås i alla vattenförekomster till år 2015 (Direktiv 2000/60/EG). Är inte detta möjligt kan tiden förlängas till som längst 2027. Vidare har Naturvårdsverket lagt fram ett förslag till nytt etappmål för kretslopp av fosfor och kväve samt en ny förordning om avloppsfraktioner, biogödsel och kompost med bland annat skarpare krav på föroreningsinnehåll (Naturvårdsverket 2013).

Ytterligare krav som kan komma i framtiden är smittskyddskrav, reduktion av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. Spillvattensystemen bör vara energieffektivt utformade och även utformade så att klimatpåverkan från systemen minimeras. Samtidigt måste de vara klimatanpassade så att de fungerar även vid kraftiga regn.

Ökade krav kan för vissa reningsverk innebära att de måste kompletteras med avancerad reningsteknik. Ett alternativ till eller komplettering av traditionell reningsteknik är att införa källsorterande system som har potential att helt eller delvis möta de nya kraven.

Med källsorterande spillvattensystem menas system där olika avloppsfraktioner sorteras vid källan. Källsorterande system har potential att både öka återföringen av renare näringsämnen till åkermark och kraftigt minska mängden näringsämnen som belastar recipienten. Dessutom är metallinnehållet i urin och klosettavatten lågt jämfört med övriga hushållsfraktioner.

Källsorterande system kan indelas i huvudgrupperna urinsorterande system och klosettavattensystem. En urinsorterande vattentoalett har två skålar. I det främre facket spolas urinen ned med en liten mängd vatten och leds vanligen till en tank för lagring och vidare användning som gödselprodukt. Övrigt avloppsvatten från toaletten leds och behandlas tillsammans med bad- disk- och tvättvattnet (BDT). Mer detaljer om urinsortering finns i en handbok (Petersens et al 2005) och i en kunskapssammanställning (Jönsson et al. 2000).

I ett klosettavattensystem samlas urin och fekalier upp gemensamt, medan BDT-vattnet sorteras bort och leds till en behandlingsanläggning. I klosettavattenanläggningar används spolvatten för att transportera bort urin och fekalier med självfall eller vakuum. Systemen blir mer lika konventionella system än urinsortering för brukarna av systemen. Samtidigt innebär inblandning av spolvatten att mängderna som ska transporteras ökar och att en eventuell behandling blir mindre energieffektiv. Därför är en av de stora utmaningarna med klosettavattensystem att få en produkt med så liten vatteninblandning som möjligt samtidigt som systemet ska accepteras av dem som använder systemet och den som har hand om driften av anläggningen. En genomgång av nordiska (flest svenska) klosettavattensystem finns publicerad av Emilsson et al (2006) och ett fåtal samtida internationella erfarenheter av klosettavattensystem presenteras av Kjerstadius et al. (2012).

Det finns en rad erfarenheter av källsorterande system såväl i Sverige som internationellt. Informationen kring källsorterande system är dock spridd över publikationer på olika språk. Vidare finns en rad erfarenheter än så länge endast att tillgå muntligt från de projektledare som deltar i de pågående internationella projekten. Även kring kostnader för källsorterande system råder det en stor osäkerhet då tidigare forskning har visat på kraftigt skiljda resultat (Meinzinger, 2010; Hillenbrand, 2009; Göteborgs stad, 2005; Hellström, 2005). Då flera pilotområden med källsorterande system är under byggnation i Europa behövs en uppdaterad sammanställning av relevanta frågor rörande källsorterande system. Med denna rapport vill vi komplettera tidigare sammanställningar med information om källsorterande system särskilt för tillämpningar i nya stadsdelar och omvandlingsområden. Fokus ligger på svenska och internationella erfarenheter av planerings- och genomförandesfrågor, samt kostnads- och nyttojämförelser mellan källsorterande system och konventionella system.

2 Syfte och genomförande

Syftet med detta projekt var att 1) sammanställa befintliga erfarenheter från planering, beslutsfattande och införande av källsorterande system, 2) belysa centrala planerings- och genomförandefrågor samt 3) genomföra en ekonomisk analys med avseende på kostnader och samhällsnytta. Målet var att sammanställa aktuella erfarenheter för kommunala aktörer och VA-huvudmän som överväger källsorterande VA-system som ett alternativ till dagens konventionella system. Ett ytterligare mål var att få en uppfattning om var stora kostnadsposter ligger och hur de skiljer sig mellan systemen.

Utgångspunkten för denna analys har varit en systemlösning som planeras för området H+ i Helsingborg. Det har ingått i studien att beskriva dess tillämplighet för andra områden i nya stadsdelar eller omvandlingsområden.

Projektet har avgränsats till att gälla separat hantering av klosettwater, bad-, disk- och tvättwater (BDT-water) och matavfall, dvs systemlösningen som kommer att tillämpas i H+ Helsingborg. Urinsortering som är en annan typ av källsorterande avloppssystem diskuteras endast från litteraturreferenser.

3 Metod

3.1 Erfarenheter

- Praktiska erfarenheter avseende beteende och attityder, administrativa och organisatoriska aspekter samt teknisk funktion har sammanställts för svenska och internationella områden. Intervjuer med representanter för de relevanta områdena har utförts för att särskilt belysa planerings- och genomförandefrågorna.

3.2 Planerings- och genomförandefrågor

- Betydelsen av hur och var VA-frågorna kommer in i planeringen har belysts med hjälp av källmaterial och intervjuer.
- Drivkrafter för olika aktörer att införa källsorterande system har diskuterats genom att använda källmaterial och intervjuer.
- Ansvarsfördelning mellan VA och avfall har belysts i fallstudien Helsingborg genom diskussion mellan drivande aktörer för VA och avfall.

3.3 Ekonomi

- Ekonomisk utvärdering har genomförts med hjälp av nybyggnadskalkyl av källsorterande spillvattensystem. Jämförelse har gjorts med konventionella system för hantering av spillvatten och matavfall.
- Beräkningar utfördes med annuitetsmetoden (4 % diskonteringsränta) som inkluderar investeringskostnader samt kostnader för årlig drift och underhåll.
- Ekonomiska data har hämtats från svenska installationer (konventionellt reningsverk) eller har beräknats för svenska förhållanden (ledningsnät, struvitfällning, ammoniakstripper). Data från ett lokalt reningsverk för källsorterat avlopp har hämtats från pilotområdet med liknande system i Sneek, Nederländerna.

3.4 Samhällsnyttan av källsorterande spillvattensystem.

- Samhällsekonomisk värdering har genomförts baserat på litteraturstudier utförda i ett examensarbete inom ramen för projektet.
- Hållbarhetsvärdering av olika systemval för H+ genomfördes år 2012 av Urban Water Management. Ett referat av detta uppdrag återfinns i kapitlet *Erfarenheter från planerade och existerande områden med källsortering av matavfall, klosettatten och BDT-vatten*

4 Erfarenheter av urbana källsorterande spillvattensystem - litteraturreferenser

Källsorterande avloppssystem innebär en sortering av avloppsfraktionerna urin, fekalier och bad-, disk- och tvättvatten (BDT). Genom att källsortera avlopp kan strömmarna behandlas separat vid reningsverket. Detta innefattar separat behandling av toalettavlopp (en relativt liten flödesvolym rik på näringsämnen och organiskt material) och BDT-vatten (en relativt stor flödesvolym fattig på näringsämnen och organiskt material). Genom att behandla strömmarna separat kan förbättrad nytta nås i form av näringsåtervinning och ökad biogasproduktion (Kjerstadius et al., 2015; Witeveen Bos 2014; Meinzing, 2010; Remy, 2010; Hillenbrand, 2009).

4.1 *Urinsorterande system*

System med urinsortering rönt stort intresse under 1990-talet och tillämpades i ett antal områden från en enstaka upp till ett hundratal fastigheter i Sverige. En stark uppbackning forskningsmässigt fanns från bland annat SLU i Uppsala (Jönsson et al 2000). Bland kommunerna var Tanum pionjärer och ställde krav på urinsortering och kretslopp vid nybyggnation, men kravet har de senaste åren endast omfattat områden utan detaljplan. I februari 2016 slopades kretsloppskravet helt med argumentet att kommunen ännu inte kan kvalitetssäkra urin på ett bra sätt. Exemplet Tanum är ett första exempel på stora ambitioner med införande av urinsortering som efterhand har övergivits.

På samma sätt fanns det i Hammarby sjöstad i Stockholm planer på ett stort införande av urinsortering, men detta blev inte genomfört på grund av kunskapsmässig osäkerhet vad gäller hygien, avkastning och teknik, ekonomisk belastning för byggherrar och boende med mera. Efter genomförda utredningar och projektledningens reaktion på dessa och på alternativet med en försöksverksamhet i Sjöstaden (Sjöstadsverket) fanns inte några starka incitament för Stockholm Vatten att driva frågan om ett införande av urinsorterande system vidare (Storbjörk och Söderberg, 2003).

Ett ytterligare exempel är Ekoporten i Norrköping där de urinsorterande toaletterna som installerades vid mitten av 1990-talet togs bort i samband med att en privat fastighetsägare köpte fastigheten 2006 från allmännyttiga Hyresbostäder. Skälet var att minska kostnaderna och dessutom tyckte de boende att det var skönt att slippa systemet då det var ständig lukt på toaletterna (Sveriges Radio, 2006). Med liknande erfarenheter avvecklades de urinsorterande systemen i området Palsternackan i Nacka och i Hågaby i Uppsala. Enligt Larsen, ed. (2013) beror minskningen av urinsorterande system delvis på den extra hantering som brukarna måste göra för drift och underhåll jämfört med ett konventionellt system (Larsen, ed. 2013), samt

högre kostnader, kopplade bland annat till att de ofta själva fått ansvara för att det sker transport, behandling och användning av urinen som gödsel.

Ett område som har behållit urinsorterande system är Understenshöjden i Stockholm med 44 lägenheter som byggdes på 1990-talet. Urinvattnet hämtas av en jordbrukare som använder det som gödningsmedel. Under 2000-talet har urinsorterande system annars mest tillämpats i fritidshus ofta med torr hantering av fekalerna medan tillämpningen i urbana miljöer alltså har minskat betydligt.

Samtidigt som det har varit låg aktivitet kring urinsortering i Sverige har man vid institutet EAWAG i Schweiz bedrivit forskning på urinsortering och även pekat på de potentiella fördelarna med systemet såsom minskad vattenanvändning, minskad övergödning och möjlighet för kretslopp av ren växtnäring (Larsen, ed. 2013).

Sammanfattningsvis visar erfarenheterna av urinsorterande system att

- Urinsorterande system har planerats för och genomförts i ett flertal svenska kommuner. De flesta större utbyggnaderna av urinsorterande system har avvecklats beroende på tekniska brister och extra kostnader jämfört med konventionella system
- Urinsorterande system finns numera i Sverige endast i ett fåtal exempel i större urbana system (t ex Understenshöjden i Stockholms stad med 44 hushåll), men är betydligt mer vanligt förekommande för enskilda hushåll och fritidshus.

4.2 Klosettvattnensystem

Klosettvattnensystem har funnits länge, bland annat i form av vakuumsystem i fartyg, tåg, flygplan, hotell och fångelser. Drivkrafterna för dessa systemval har varit att få ett flexibelt ledningssystem inomhus och att hushålla med vatten (Kärrman et al. 2003). Det mest storskaliga vakuumsystemet för klosettvattnet i Sverige byggdes ut på 1960-talet i Bältinge, med syfte att med ett mer koncentrerat avloppsvatten få en effektiv rening i Bältinge reningsverk och därmed skydda recipienten (Kärrman et al. 2003). Systemet finns delvis fortfarande i drift även om reningsverket är nedlagt och avloppsvattnet överförs till Uppsala (Kärrman et al. 2003). Slutsatsen är att klosettvattnensystem inte är något nytt utan har funnits under lång tid och att syftet med införandet har varierat.

I Norge finns ett par exempel på tillämpningar av vakuumsystem i flerbostadshus, här med miljövinster och kretslopp som mål (Heistad, 2014). Behandling av klosettvattnet och andra organiska restprodukter genom våtkompostering utvecklades i Norge från 1980-talet, därefter skedde även utveckling i Sverige. I en första anläggning i Sverige på Tegelvikens skola i Kvicksund, Eskilstuna, leddes klosettvattnet via vakuumtoalett till en reaktor där klosettvattnet våtkomposterades tillsammans med flytgödsel. En tidig utvärdering visade att slutprodukten hade god kvalitet som gödselmedel men att många driftstekniska frågor var outvecklade (Norin et al. 2000). Våtkomposttekniken kom att utvecklas vidare för att behandla klosettvattnet från enskilda avlopp med bland annat en anläggning för våtkompostering i Norrtälje som uppfördes början av 2000-talet och en anläggning för

våtkompostering kombinerat med ureahygienisering i Södertälje år 2010 (se vidare i efterföljande kapitel). Dessa lösningar bygger på att klosettvattnet behandlas utan utvinning och därmed behandlas hela substratet inklusive spolvatten, vilket medför att det blir stora volymer substrat per hushåll och är en lösning som passar framförallt enskilda avlopp och tillämpningar i mindre skala. För att ta om hand dessa stora volymer klosettvatten på ett kostnadseffektivt sätt, behandlas även klosettvatten från enskilda avlopp ibland annat Uddevalla i före detta gödselbrunnar (Vidal Estevez, 2014).

För mer storskaliga tillämpningar är det aktuellt med utvinning av närsalter eftersom det annars uppstår mycket stora volymer om närsalterna ska utnyttjas som gödsel. Ett sådant exempel är området Skogaberg i Göteborg som byggdes under åren 2002–2005 och är ett självfallssystem med pumpstationer (Karlsson et al 2008). I klosettvattenledningen leds både klosettvatten och normalt matavfall och i en separat ledning leds BDT-vatten. Skogaberg har en blandad bebyggelse med villor och flerbostadshus. Villorna har en spolvolym på 6 liter per spolning, medan flerbostadshusen har dubbelspolande toaletter med liten spolning inställd på 2 liter och stor spolning på 4 liter. Inledningsvis uppstod några stopp i ledningarna högt upp i systemet där framförallt villor är anslutna. Dessa stopp åtgärdades genom högttryckspolning. Det är oklart vad som orsakade problemen men de har inte återkommit sedan dess. Erfarenheterna av ledningstransport av klosettvatten har varit goda och inte inneburit driftsproblem utöver de som nämns ovan. Under en kort period testades en behandlingsanläggning för koncentrerings av näringsämnen (Karlsson et al. 2008). Försöken innehöll ett vibrerande membran (VSEP) som fungerade väl tekniskt men dock med sjunkande effektivitet under den 3 månader långa driftsperioden (Karlsson et al 2008). Man fann också att detta membranupplägg skulle bli orimligt kostsamt för mer storskaliga tillämpningar (Karlsson et al. 2008). Det separerade ledningssystemet finns kvar och är fortfarande i drift. De sorterade fraktionerna leds dock till det kommunala spillvattensystemet. Erfarenheterna från Skogaberg är ett exempel på att ett självfallssystem för klosettvatten med nedmalt matavfall fungerar efter en drifttid i mer än 10 år och gav inledande erfarenheter av utvinning av näringsämnen.

Behandling och utvinning av klosettvatten prövades också i Sjöstadverket i Stockholm (Hellström et al 2008). I en längre utvärderingsperiod testades en anaerob membranbioreaktor (AnMBR) för behandling av klosettavloppsvatten blandat med malt matavfall (Hellström et al 2008). För utvinning av närsalter testades omvänd osmos (RO) som sista behandlingssteg. Resultaten visade att systemlösningen fungerade tekniskt och att det går att få ett koncentrat med ett relativt högt växtnäringsinnehåll och lågt innehåll av tungmetaller (Hellström et al 2008). En annan slutsats från studien var att om anaeroba processer och RO används tillsammans med system där klosettavlopp och BDT-vatten behandlas var för sig går det att reducera den totala användningen av högvärdig energi (exergi) avsevärt jämfört med dagens konventionella avloppssystem (Hellström et al 2008).

När denna rapport författas (år 2015–2016) finns i Tyskland och Nederländerna två nybyggda pilotområden med vakuumsystem i bostadshus och behandling av detta inklusive processer för utvinning av närsalter. I dessa

länder plus Belgien är dessutom några nya områden planerade. Vidare finns två klosettvattensystem i planeringsfas i Sverige. I Helsingborg skall källsorterande system införas i den första etappen av den nya stadsdelen H+. Systemet bygger på att insamling och transport av matavfall, klosettvatten och bad-, disk- och tvättvatten (BDT-vatten) sker i tre separata ledningsnät. Dessa leds sedan till separata uppsamlingstankar i en behandlings- och kretsloppsanläggning där de hanteras separat från stadens övriga avlopp och matavfall. Syftet med att införa källsorterande system i Helsingborg har varit att bidra till de höga miljömål som Helsingborgs stad har infört för H+ området. I området Munga i Västerås kommun planerar Mälarenergi för ett klosettvattensystem som baseras på lätt tycksatt avlopp (LTA) och där klosettvattnet leds till lagrings- och hygieniseringsbassänger, placerade i närheten av den jordbruksmark där klosettvattnet ska nyttiggöras som gödsel. Mer information om H+ och Munga finns i nästföljande kapitel.

Sammanfattningsvis visar erfarenheterna om klosettvattensystem att:

- Erfarenheterna av klosettvattensystem från tillämpningar i Norden byggda från 1990-talet och framåt har varit övervägande positiva.
- Utvinning av närsalter från klosettvatten har prövats och visat sig fungera väl i pilotskala.
- I Sverige, Tyskland, Nederländerna och Belgien har nyligen byggts eller är på gång att byggas en handfull nya urbana tillämpningar med klosettvattensystem.

5 Erfarenheter från planerade och existerande områden med källsortering av matavfall, klosettwater och BDT-water

I detta kapitel beskrivs nio bebyggelseområden med planerade eller genomförda klosettwaterssystem eller system med avfallskvarnar som har valts ut som särskilt relevanta för rapportens syfte inom vad som i Sverige skulle betraktas som VA-verksamhetsområde eller anläggning som VA-huvudman äger.

Projektledare eller annan kontaktperson inom varje område har intervjuats för att ge en kortfattad översikt kring den motivation och de utmaningar som de har stött på under projektet. Syftet med intervjuerna är att presentera en sammanställning för Svenskt Vattens medlemmar som kan tjäna som guide för erfarenheter av att införa eller driva källsorterande system. Områden avser i samtliga fall nybyggnadsområden eller områden där avloppssystemen är undermåliga och måste bytas ut. Områdena som presenteras nedan är i följande ordning:

- H+ Helsingborg, planerat klosettwaterssystem som planeras att tas i drift under 2018
- Munga, Västerås kommun. Befintligt omvandlingsområde. Källsorterande VA-system som planeras att tas i drift 2018
- Hölö hygieniseringsanläggning, Södertälje kommun. Status: i drift sedan 2012
- Fullriggaren, Malmö. Status: i drift sedan 2013
- DEUS 21 (Knittlingen, Tyskland). Status: I drift sedan 2004
- Lemmerweg & Noorderhoek (Sneek, Nederländerna). Status: I drift sedan 2006
- Jenfelder Au (Hamburg, Tyskland). Status: Planerad inflyttning 2016 och framåt
- Buiksloterham (Amsterdam, Nederländerna). Status: Planerad inflyttning 2016 och framåt
- Schipperskaai (Gent, Belgien). Status: Planerad inflyttning 2018 och framåt

5.1 Källsorterande system i H+ Helsingborg

5.1.1 Beskrivning

H+ är det största stadsförnyelseprojektet i Helsingborg i modern tid. Fram till år 2035 ska ett gammalt hamn- och industriområde om ca 100 ha utvecklas till ett hållbart och modernt område där ca 10 000 personer ska bo och leva. Stadsdelen ska ge plats för nya invånare, företag och mötesplatser. Området ska vara förebild för hållbar stadsutveckling med en social, kulturell och fysisk miljö för människor. Figur 5-1 ger en visionsbild över H+-området.

Först ut är stadsdelen Oceanhamnen. Utvecklingen av stadsdelen är en viktig del i Helsingborgs stads strävan att nå visionen för Helsingborg 2035. Här vill man skapa en urban arkipelag för människor som söker och vill skapa nya och spännande sammanhang. Man vill locka fler kreativa människor till Helsingborg och därmed skapa tillväxt. För att området ska utvecklas i den riktningen har man tagit hjälp av de fem T-orden; Talang, Teknologi, Tolerans, Tid och inte Tillrättalagt.

Utöver detta finns det en mycket ambitiös miljöprofil definierad för stadsdelen (Helsingborgs stad, 2010), vilket har bidragit mycket till att man med öppna ögon letat efter nya lösningar för de tekniska systemen i området. Planering och genomförande av en hållbar stadsdel är viktig för den fortsatta utvecklingen av staden.



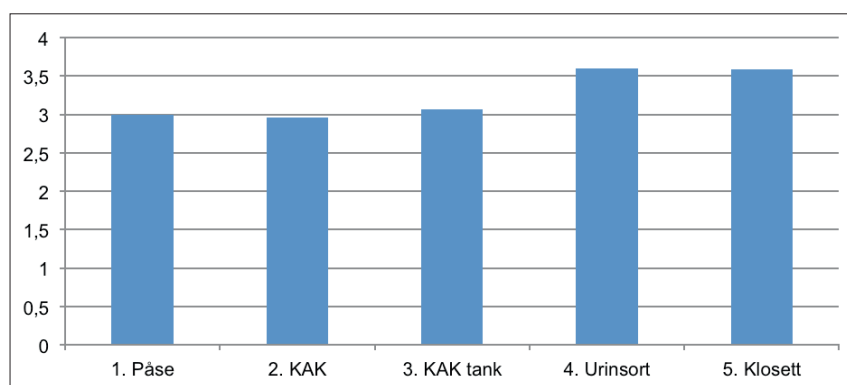
Figur 5- 1 Visionsbild över H+ området för stadsutvecklingsprojektet H+ kommer från Schönherr landskab/ADEPT

I ett tidigt skede, innan planarbetet för området konkretiserades, insåg dåvarande projektledare för H+, att en samordning av de tekniska försörjningssystemen möjligen skulle kunna bidra till större hållbarhet och bättre lösningar än dagens. För att hitta eventuella synergier och möjligheter till nya och mer hållbara lösningar mellan teknikslagen energi, vatten, avlopp och avfall tillsatte Helsingborg stad en projektgrupp med representanter från stadens tekniska bolag för energi (Öresundskraft), vatten och avlopp (NSVA) samt avfall (NSR). Projektet hette EVAA (Energi-Vatten-Avlopp-

Avfall) och arbetet leddes av staden med delfinansiering från alla deltagande aktörer samt externa medel från Delegationen för Hållbara städer.

Inom ramen för EVAA-projektet anlätades utvecklings- och konsultbolaget Urban Water Management för att analysera hållbarheten hos fem systemalternativ för avlopp och avfall med hjälp av två olika analysverktyg. Med en multikriterieanalys undersöktes uthållighet utifrån kriterierna organisation och teknisk funktion, brukarspekter, miljöpåverkan från emissioner, resursutnyttjande samt hälsa och hygien (Kärrman et al. 2012).

De fem alternativen innehöll konventionella spillvattensystem i (alternativ 1–3), urinsorterande system (alternativ 4) och klosettavvattning (alternativ 5). Matavfall samlades in i påse i alternativ 1 och med avfalls-kvarn i alternativ 2–5. De underkriterier som vägde över till de källsorterande systemens fördel var lägre utsläpp av kväve och fosfor till recipient, ökad återföring av fosfor till åkermark och flexibilitet; anpassning till förändrade förutsättningar, medan arbetsmiljö och driftssäkerhet var exempel på kriterier som fick bättre utfall i de mer konventionella systemen. Resultatet av hållbarhetsanalysen visade att alternativ 4 och 5 fick ett högre sammanvägt utfall ur hållbarhetsynpunkt jämfört med alternativ 1–3 (Figur 5-2). Slutsatsen av den analysen var alltså att källsorterande system hade en högre sammanvägd hållbarhet än övriga alternativ.



Staplarna anger viktade betyg 1-5. Ju högre betyg desto mer hållbart. Betyg 3 motsvarar godkänt.

Figur 5-2 Resultat av hållbarhetsanalys med jämförelse av fem system för hantering av spillvatten och matavfall. Diagrammet är baserat på resultat från Kärrman et al (2012).

Systemalternativen jämfördes också med en kostnadsanalys. Denna visade en annan rangordning där alternativen 4 och 5 var betydligt mer kostnadskrävande än alternativ 1–3 (Kärrman et al. 2012). Sammantaget fanns det alltså en hållbarhetsbedömning som talade för källsorterande system medan kostnadsanalysen framhöll det konventionella systemet en mer lämplig lösning.

EVAA-gruppen ansåg att den genomförda hållbarhetsanalysen representerade en helhetssyn och borde därför vara vägledande för fortsättningen. En annan studie som genomfördes inom EVAA-projektet (Kjerstadius et al. 2012) visade på den ökade biogaspotential som sorterande system skulle kunna generera. Den sammanvägda miljönyttan och ökade potential av biogasproduktion som sorterande matavfall och avloppssystem skulle kunna generera var de främsta avgörande faktorerna som bidrog till att man valde

att gå vidare med källsorterande avloppssystem under förutsättning att kostnaderna i slutändan skulle bli rimliga. En intern ekonomisk överslagsberäkning gjordes för att säkerställa att kostnaderna för det föreslagna systemet skulle bli rimligt. Det konstaterades att det nya systemet skulle komma att bli lite dyrare än dagens och därför sökte NSVA (VA-bolaget i Helsingborg) extern finansiering för att stötta de nya investeringarna. Gällande systemval valde EVAA-gruppen bort urinsortering trots att det i multikriterieanalysen gav högst poäng. Det fanns flera anledningar till detta. Främsta skälet var att det skulle innebära större förändring för de boende, hantering av urin i området skulle resultera i fler biltransporter samt att risken för lukt var oroande. Därför rekommenderade EVAA-gruppen att staden skulle gå vidare med ett klosettvattningsystem. För matavfallet rekommenderades köksavfallskvarn framför papperspåse då systemet förväntades ge en ökad bekvämlighet för boende både i köket och genom fräschare avfallsrum. Genom hantering via kvarn minskas förluster som idag orsakas av hantering med påse och detta skulle i sin tur generera mer biogas. Kvarnen tillåter inte felsortering av föremål som exempel bestick, plastpåsar och andra större föremål som kan följa med matresterna i påssystemet. Genom att samla in matavfallet med kvarn förväntas därmed en mindre förorenad slutprodukt erhållas. Sammanfattningsvis visade förstudierna inom EVAA att införande av ett sorterande avfall och avloppssystem skulle bidra till att möta målen för området på ett bättre sätt än dagens system. Detta betydde en ökad biogaspotential, möjlighet till ökad återföring av näringsämnen till jordbruksmark, minskad miljöpåverkan av emissioner till luft och näringsämnen till vatten samt en ökad bekvämlighet för brukarna.

EVAA-projektet mynnade i ett förslag om införande av sorterande system för matavfall och avloppsvatten. Systemet som valdes bygger på insamling av tre separata avfallsflöden; svartvatten, BDT-vatten och matavfall. Förslaget antogs av staden varpå bolagen fick i uppgift att driva igenom införandet av det nya systemet.

För närvarande (augusti 2016) ser principlösningen (som alltså ännu inte är byggd) för Oceanhamnen ut enligt följande (se även Figur 5-3).

5.1.2 Klosettvatten

Klosettvattnet samlas in med hjälp av vakuumtoaletter och leds till en central vakuumstation. Därifrån trycks klosettvattnet vidare till en separat uppsamlingstank. Vakuumstationen kommer att utformas med teknik som skapar vakuum, maler toalettavfallet och pumpar det vidare i ett steg. Genom att hålla systemet slutet i området är förhoppningen att minska risken för dålig lukt.

5.1.3 Matavfall

Matavfall samlas in med hjälp av köksavfallskvarn i diskhon och transporteras till en separat uppsamlingstank. En genomgång av system för transport av matavfallet från Oceanhamnen till uppsamlingstanken har gjorts på uppdrag av NSR och de alternativ som studerats är:

1. Självfall från fastigheterna till en central pumpstation som pumpar vidare till behandlingsanläggningen.

2. Vakuumsystem från fastigheterna till en central pumpstation som pumpar vidare till behandlingsanläggningen.
3. Mindre pumpar i varje fastighet som pumpar till pumpstation som i sin tur pumpar vidare till behandlingsanläggningen.

För- och nackdelar med de olika alternativen har vägts samman och rekommendationen är att välja alternativ 3) i Oceanpiren.

5.1.4 BDT-vatten

BDT-vatten leds med självfallsledning till separat uppsamlingstank. Uppsamlingstankarna placeras vid Helsingborgs centrala avloppsreningsverk – Öresundsverket – där det kommer att byggas en behandlings- och utvinningsanläggning för de insamlade avloppsfraktionerna. Tankarna har två funktioner: fungerar som utjämning för att kunna hålla ett jämnt flöde in till behandlingsanläggningen och fungerar som uppsamling och provtagningspunkt för de tre råa flödena.

5.1.5 Huvudaktörer inom projektet

NSVA är Helsingborgs VA-bolag som sköter drift och underhåll av VA systemen. NSVA är inte huvudman för anläggningar, istället ligger ägande och huvudmannaskap fortfarande kvar hos kommunen. Detta skiljer sig jämfört med avfallsbolaget, NSR, som äger alla sina anläggningar. NSVA och NSR har under hela processen fungerat som kompetenspool för frågor som rör VA och avfall och har deltagit mer eller mindre under hela förarbetet med framtagandet av detaljplan och dess anpassningar av systemet i H+ området. I samband med att staden tog beslut om nytt system i H+ och att bolagen fick i uppdrag att driva införandet av de nya avfalls- och avloppssystemet, upprättades en projektgrupp bestående av representanter från NSVA och NSR. Därtill tillsattes en tillhörande styrgrupp som även innefattade VD:ar, chef för avloppsavdelningen och avfallsavdelningen från respektive bolag.

Efter införandet av de nya systemen kommer ägandet av systemen att ligga hos staden respektive NSR enligt befintligt regelverk för ägande av olika typer av anläggningar. Driften av alla anläggningsdelar kommer att bedrivas av NSVA vilket kommer att regleras i ett avtal mellan de olika parterna. Avtalet håller på att formuleras i skrivande stund, sommaren 2016.

5.1.6 Erfarenheter från planeringsfas

Vilket var motivet för er organisation att implementera källsorterande system?

Inom EVAA projektet genomfördes ett flertal utredningar och analyser med utgångspunkt i miljöprofilen, som när de summerades resulterade i ett förslag som innebar att ett sorterande avlopps- och matavfallssystem skulle införas i H+. Under utredningsfasen fanns flera olika sorterande systemlösningar med inklusive urinsortering. Det val av systemförslag som föreslogs valdes utifrån följande parametrar:

- Nyttjande av organisk energi för ett energipositivt område
- Ökad möjlighet till återföring av näringsämnen till jordbruket
- Uppfylla miljömålen för området
- Systemen får inte bidra till lukt eller ökad risk för smittspridning

- Minska trafik och tunga transporter i området
- Önskan om användarvänlig teknik som är bekväm för brukarna
- Ej genomförande av helt utvecklad teknik - husen ska inte fungera som laboratorier
- Bedömning för acceptans hos staden, exploatörer, driftorganisation och politiker.

När för- och nackdelar samt rådande förutsättningar i området summerades utifrån genomförda utredningar föreslog EVAA gruppen ett sorterande system. Beslut togs först på tjänstemannanivå och därefter även på politisk nivå i samband med antagandet av detaljplanen för området. Det systemet innefattade inte urinsortering trots att det systemet enligt genomförd multikriterieanalys rankades högst ur ett miljömässigt perspektiv. Anledningen till det valet hade flera motiveringar. Några av argumenten mot urinsortering var oro för acceptans hos både brukare, byggherrar och driftpersonal samt oro för ökad lukt och ökade transporter i området. Under hela processen var det angeläget att de nya systemen skulle vara bekväma, användarvänliga och driftsäkra, därav val av vakuumtoalett och inte urinsorterande toaletter.

Staden antog förslaget som resulterar i att alla fastigheter ska sortera sitt avloppsvatten i två fraktioner, klosettatten och BDT-vatten, samt att matavfall ska malas med avfallskvarn i varje kök och ledas i separata ledningar ut från husen. Fördelarna med det sorterande systemet är den ökade biogaspotentialen (jämfört med det befintliga systemet som kräver extern kol-källa) samt den ökade möjligheten till återföring av en renare gödselprodukt till jordbruksmark. Studier visade att blandningen av matavfall och klosett skulle resultera i högre biogasproduktion, vilket primärt berodde på minskade förluster från förbehandling hos det sorterande systemet jämfört med dagens system (Kjerstadius, et al. 2012). Trots att blandningen av matavfall och klosettatten visade sig gynnsam, valdes att de tre fraktionerna skulle hållas separata med möjlighet till blandning. Detta på grund av oro för att initialt inte få ut slutfraktionerna på åkermark eftersom klosettatten respektive matavfall i dagsläget innefattas av olika certifieringssystem och att det idag inte finns en certifiering för blandningen av dessa fraktioner. Genom att hålla de tre fraktionerna separerade, ges även möjlighet till utvärdering av fraktionerna var för sig och blandning av fraktionerna. Detta gör det möjligt för NSVA och NSR att skaffa sig kunskap för att kunna föreslå en utvecklad systemlösning för nästa etapp i H+.

Vilken organisation drev främst arbetet kring genomförande (planering)?

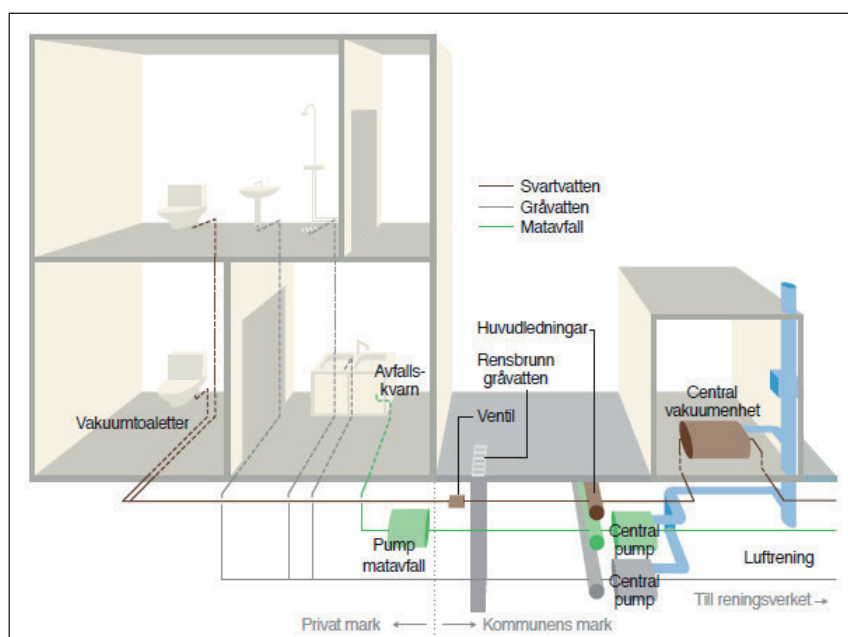
Efter att EVAA-projektet var avslutat fick NSVA och NSR i uppdrag av staden att driva planering och införande av det sorterande systemet.

Under utarbetandet av detaljplanen för den första etappen i H+ området har NSVA och NSR deltagit kontinuerligt i träffar tillsammans med projektgruppen för H+ och mark- och exploateringskontoret på Helsingborg stad. Detta har gjort det möjligt att anpassa och planera för de nya systemen i ett tidigt skede. Den första etappen omfattar ca 340 bostäder och 32 000 m² kontor mätt som bruttoarea. NSVA och NSR har också deltagit i byggherremöten för att kommunicera stadens och bolagens ambition med den första etappen av H+ för exploatörerna.

Projektering och utformning av förfrågningsunderlag till upphandling av entreprenör för mark och VA för den första etappen pågår sedan augusti 2015. Som brukligt vid exploateringsprojekt i Helsingborg, projektleds det arbetet av stadsbyggnadsförvaltningen i Helsingborgs stad. NSVA är delaktiga i hela projekteringsprocessen. Parallellt med det arbetet fortsätter NSVA och NSR sitt engagemang för att driva planeringen av ett sorterande avlopps- och avfallssystem framåt. Det arbetet består bland annat av att utforma ansökningar för medel till genomförandet av behandlingsanläggning, delar av transportsystemet, testplats för fortsatt utveckling av teknik, insamling och beteendefrågor samt av att planera och anordna ett kompetensprogram för exploitörerna.

Vilka har varit de främsta utmaningarna med genomförandet?

De främsta utmaningarna har hittills varit förankringsarbetet och dialogen med byggherrarna och den egna personalen. Anledning till att detta är en utmaning är att NSVA och byggherrarna har olika tidshorisonter samt att det är många frågor att ta ställning till i stadsdelen där VA-frågorna bara är en liten del av hela projektet. För NSVAs egen personal krävs betydligt mer dialog och förberedelser eftersom erfarenheter från liknande system saknas. Det som diskuteras mest är hur en robusthet och ett back-up system ska kunna införas så att vakuumsystemet ska kunna drifas och underhållas på ett rationellt och säkert sätt. Projektering av VA och gata pågår i skrivandets stund (vintern 2016) medan de första husen ska börja byggas år 2017. Helsingborgs stad, NSVA och NSR har således behov av att lösa detaljfrågor redan nu medan det för exploitörerna är frågor som kommer längre fram i tiden. Vid teknik- och byggherremötet var exploitörerna samstämmiga om att det som de behöver är erfarenheter från liknande projekt. En studieresa för byggherrar har genomförts 2016 till Nederländerna och ytterligare kunskapsutbyte med byggherrar kommer att ske under hösten 2016.



Figur 5-3 Systemlösning för Oceanpiren.

Vidare är ansvarsfördelningen mellan NSVA och NSR ett ämne som har diskuterats kontinuerligt under projektets gång. Det har resulterat i en skriftlig överenskommelse mellan bolagen med målsättningen att bedriva en kollektivöverskridande lösning för ett hållbart system, som ska tjäna som inspiration i framtida arbete mot en hållbar stadsutveckling. I överenskommelsen regleras bland annat ägande samt ansvarsförhållanden för drift, underhåll och förnyelse av de olika delarna av systemet.

Juridiska aspekter gällande förbindelsepunkter, verksamhetsområde och taxor är heller inte helt klarlagda men internt arbete för att lösa dessa frågor pågår både hos NSVA och NSR.

5.2 Munga, Västerås kommun

5.2.1 Kortare beskrivning

Västerås kommunfullmäktige fastlade en VA-policy år 2013 som säger att avloppsfrågan ska ordnas med lokalt kretslopp om det är tekniskt och miljömässigt rimligt. Policyn gäller både inom och utanför VA-verksamhetsområde. Omvandlingsområdet Munga, som ligger ca 10 km norr om Västerås och ca 5 km nordost om Skultuna är det första området där policyn påverkar beslutsprocessen om val av ny VA-lösning. Husen i Munga byggdes på 1940- och 50-talet och består av 279 fastigheter varav 42 % är permanentbostäder. Det finns ca 150 befintliga dricksvattenbrunnar i området och 45 % av fastigheterna saknar VA. Området har relativt stora tomter med låg VA-standard; latriner, markbäddar och slutna tankar. Terrängen i området är kuperad. Det är idag tätt mellan vattenbrunnar och avloppsanläggningar och risken finns att dricks- och grundvattnet kan bli förorenat av avloppsvatten. I Munga förväntas andelen permanentbostäder öka, vilket medför ett ökat tryck på vatten och avlopp i området. Mot bakgrund av dessa omständigheter har beslut tagits att anordna VA-verksamhetsområde och eftersom det då blir aktuellt med en ny VA-anläggning kom VA-policyn att påverka beslutet om val av lösning (Wallsten, muntligen 2015).

VA-huvudmannen Mälarenergi lät göra en utredning för att välja VA-lösning för Munga med utgångspunkt från VA-policyn och kom fram till att ett källsorterande system skulle innebära ett kretslopp inte bara för fosfor utan även för kväve vilket alltså betyder ett mer kretsloppsanpassat system. Mälarenergi fann vidare att investeringen var rimlig även om kostnaderna beräknades bli något högre än för ett konventionellt system. Mälarenergis styrelse antog förslaget att anlägga ett källsorterande avloppssystem i Munga (Wallsten, muntligen 2015).

Den systemlösning som valts för Munga är ett källsorterande avloppssystem där klosettvattnet ska ledas separat för hygienisering och användning som gödsel på jordbruk. Klosettvattnet kommer att ledas med lätt tryckavlopp och samlas i ett mellanlager på ett jordbruk. Till skillnad mot H+ i Helsingborg väljs alltså inte vakuumsystem främst beroende på att avloppssystemen ska installeras i befintliga hus och ett lätt tryckavlopp innebär att det blir mindre behov av ombyggnader inne i husen jämfört med ett införande av vakuum. BDT-vattnet kommer att renas i en gemensam markbaserad

reningsanläggning i Munga. Vattenförsörjningen ordnas genom påkoppling på befintligt centralt system (Wallsten, muntligen 2016).

5.2.2 Huvudaktörer inom projektet

VA-verksamheten i Västerås finns i det kommunala bolaget Mälarenergi AB som också är VA-huvudman för Västerås kommun.

Kontaktperson: VA-strategen Birger Wallsten, Mälarenergi AB

5.2.3 Erfarenheter från planerings- och genomförandefas

Vilket var motivet för er organisation att implementera källsorterande system?

I enlighet med Västerås VA-policy ska det klargöras om det är tekniskt och ekonomiskt samt miljömässigt rimligt att lösa avloppsfrågan genom lokalt kretslopp. Lösningen måste vara långsiktigt hållbar och robust. Mälarenergi återför näringsämnen via slam även i det stora verket men har kommit fram till att man också vill recirkulera kväve för att minska användningen av handelsgödsel. I fallet Munga lät man göra en utredning och utifrån den kom man från tjänstemannahåll fram till att Investeringen var rimlig. Mälarenergis styrelse antog förslaget att anlägga ett källsorterande avloppssystem i Munga.

Vilken organisation driver främst arbetet kring planering?

Planeringen för utbyggnaden av ett klosettvattningsystem i Munga sker i huvudsak av Mälarenergi. I alla nya verksamhetsområden är dock många andra inblandade också såsom Stadsbyggnadskontoret, Parkförvaltningen och Miljö- och hälsoskyddskontoret. I förarbetet inför beslutet om ett VA-verksamhetsområde gjorde Miljö- och hälsoskyddskontoret en hel del inventeringsarbete i området.

Vilka har varit de främsta utmaningarna med genomförandet?

Mälarenergi finner den tekniska utmaningen vara ganska begränsad. Det ska inte vara alltför svårt att bygga ut med två ledningar. Behandlingsanläggning för BDT och hygieniseringsanläggning för klosettvattnen är också hanterbara utmaningar. En större utmaning är genomförandet i fastigheterna, till exempel att informera alla fastighetsägare. En annan utmaning är att skapa en bra relation och ett bra avtal med jordbrukaren. Ytterligare en utmaning är om denna lösning ska kunna växlas upp i staden och tillämpas i kommande stora exploateringsprojekt.

5.3 *Hölö hygieniseringsanläggning, Södertälje kommun*

5.3.1 Kortare beskrivning

I flera avrinningsområden i Södertälje kommun står enskilda avlopp för betydande utsläpp av närsalter som belastar sjöar och vattendrag och som slutligen når Östersjön. Speciellt allvarig är situationen i Stavbofjärdens tillrinningsområde där kvävebegränsade förhållanden och övergödning råder (Calo 2012).

Miljönämnden i Södertälje kommun antog i juni 2009 en kretsloppspolicy för enskilda avlopp i Stavbofjärdens tillrinningsområde, policyn utvidgades sedan till att gälla hela kommunen. Kommunfullmäktige beslutade 2009 att ge Telge Nät i uppdrag att utveckla ett system för återföring av urin och våtkompost lokalt där minst 100 enskilda avlopp eller små gemensamma avloppsanläggningar, motsvarande belastningen från 500 personer, ska åtgärdas per år 2009–2011 (Calo 2012).

Telge Nät har för ändamålet uppfört en anläggning i Hölö för hygienisering och återföring av klosettvattnen från enskilda avlopp till jordbruksmark (se Figur 5-4). Anläggningen har en kapacitet att behandla 1 500 m³ klosettvattnen med ureainblandning) per år. Behandlingen sker med en patenterad tvåstegsprocess med integrerad våtkompostering och ureahygienisering. Anläggningen består av två förlager à 200 m³, två reaktorer à 32 m³ samt ett slutlager för 1 500 m³. Reactorer, pumpar och annan teknik är inbyggd (Calo 2012).



Figur 5-4 Hygieniseringsanläggningen i Hölö, Södertälje
(Foto: Gösta Andersson)

Projektet har medfört att Telge Nät i samverkan med Telge Återvinning och LRF Mälardalen har upprättat en kedja för insamling, behandling och spridning av sorterat toalettvattnen från enskilda avlopp. Anläggningen sköts på driftentreprenad av en lantbrukare som även använder slutprodukten som gödsel. Anläggningen finns på lantbrukarens gård. Telge Nät arrenderar marken och äger produkten. Hölöanläggningens avloppsfraktion är kvalitetssäkrad enligt certifieringssystemet SPCR 178 "System för Kvalitetssäkring av fraktioner från små avlopp" (SP 2015).

5.3.2 Huvudaktörer inom projektet

Huvudaktör i projektet är Telge Nät AB som är ett kommunalägt bolag och Södertäljes VA-huvudman. Södertälje kommunfullmäktige beslutar om VA-verksamhetsområde och Telge Nät är utförare av VA-utbyggnationen. Det är VA-huvudmannen som väljer teknisk lösning. Hölöanläggningen drivs av Telge Nät AB. Kontaktperson: Anna Calo

5.3.3 Erfarenheter från planerings- och genomförandesfas

Vilket var motivet för er organisation att implementera källsorterande system?

Motivet till detta var dels att det fanns en stark politisk vilja i Södertälje att etablera en pilotanläggning och system för källsorterade avloppsfraktioner från enskilda avlopp i Hölö-Mörkö kommunaldelsnämnd. Det fanns också miljömässiga motiv eftersom tre sjöar i Södertälje: Kyrksjön, Lillsjön och Stavbofjärden alla är svårt övergödda. Lantbrukarna har känt sig beskyllda för att ha orsakat problemen men misstänkte att även enskilda avlopp är en betydande källa. Detta förde med sig att LRF Mälardalen startade projektet Avlopp i kretslopp för att arbeta för kretsloppslösningar. Kommunen bildade en strategigrupp för Hölö för att titta på eventuell förtätning och VA-utbyggnad. Kommunen sökte och fick LOVA-medel för en förstudie som användes för inventering av enskilda avlopp och information till fastighetsägare. En kretsloppspolicy beslutades av miljönämnden 2010 som först gällde Stavbofjärden och senare hela Södertälje kommun. Samverkan mellan kommunen och LRF Mälardalen fortsatte och man började fundera över möjligheten att etablera en kretsloppsanläggning dit klosettatten från enskilda avlopp i området kunde transporteras, behandlas och spridas som gödselmedel. Miljökontoret anlät JTI för att ta fram en förstudie för att utforma en anläggning och man sökte nya LOVA-medel 2011 – nu ett investeringsbidrag för att uppföra anläggningen. Utfallet blev att länsstyrelsen i Stockholms län beviljade en stor del av sin totala budget – ca 3,5 MSEK som investeringsbidrag till Södertälje kommun. En diskussion om roller tog vid där miljökontoret inte såg sig som lämpliga att äga anläggningen. Kommunens huvudman Telge Nät tog på sig att driva anläggningen trots att den behandlar klosettatten från enskilda avlopp utanför VA-verksamhetsområde. Telge Nät har investerat 4 MSEK i anläggningen med motivet att skulle kunna undvika dyr VA-utbyggnad och att man samtidigt åstadkommer minskade flöden av närsalter till vattendragen och slöt kretsloppet. Kostnaderna för systemet hamnar hos fastighetsägarna i form av slamtömningsavgifter.

Vilken organisation drev främst arbetet kring genomförandet?

Projektagare var Telge Nät som projekterade anläggningen tillsammans med Maskinringen. LRF Mälardalen medverkade vid utformningen av anläggningen. En nyckelperson var också den lantbrukare på vars mark anläggningen uppfördes och i en vidare krets fanns även Miljökontoret och Samhällsbyggnadskontoret med i genomförandet.

Vilka har varit de främsta utmaningarna med genomförandet?

Vid tiden för genomförandet av Hölöanläggningen genomförde Naturvårdsverket ett tillsynsprojekt – *Enskilda avlopp – ingen skitsak* för att öka åtgärdstakten för enskilda avlopp. Tillsynskampanjen fokuserade helt på avskiljning av närsalter men premierade inte kretsloppslösningar. Detta blev ett problem för Södertälje kommun som var med i tillsynskampanjen men ville satsa på en annan typ av lösning som inte stämde överens med de lösningar som tillsynskampanjen premierade.

En annan utmaning har varit att få alla inblandade aktörer inklusive fastighetsägare att dra åt samma håll. Erfarenheter från detta projekt är att det inte är möjligt för inspektörerna på miljökontoret att diskutera med fastighetsägarna om att ansluta sig till anläggningen. Det krävs en projektledare på heltid som inte företräder en myndighet för det.

En annan utmaning var att det var ny teknik som skulle implementeras. Här fanns dock erfarenheter av våtkompostering från Eskilstuna och Norrtälje att bygga på. Ursprungligen fanns idén att driva två parallella linjer med våtkompostering i den ena och ureahygienisering i den andra. Men efter att ha tagit del av resultaten från Annika Nordins doktorsavhandling vid SLU (Nordin 2010) beslöt man sig för att driva anläggningen integrerat med ureahygienisering och våtkompostering och fick på det viset en mycket stabil drift av system. Anläggningen har inte haft några driftsproblem sedan driftsättningen.

LRF fann också behovet av ett kvalitetssäkringssystem för att kunna certifiera produkten som biogödsel. SP Sveriges tekniska forskningsinstitut har under projektets gång tagit fram systemet SPCR 178 – certifieringsregler för System för Kvalitetssäkring av fraktioner från små avlopp. SPCR 178 fastställdes 2012 (SP 2015). Hölöanläggningen är certifierad enligt denna.

En utmaning under införandetiden var att hitta lämplig gård för att uppföra anläggningen och skriva ett långsiktigt avtal för spridningen av det hygieniserade klosettvattnet. Projektledaren ägnade tillsammans med LRFs representant ett halvår för att besöka gårdar i regionen. När man till slut hade bestämt sig för en gård och alla handlingar var klara för underskrift kom en protest från miljövårdshåll som hävdade att det var olämpligt att uppföra anläggningen i ett Natura 2000 område. Beslutet fick rivas upp och anläggningen och spridningen fick förläggas till en annan gård.

5.3.4 Erfarenheter från driftsfas

Hur är drifts- och ansvarsområden inom projektet administrerade?

Hygieniseringsanläggningen drivs av Telge Nät vars huvuduppgift annars är att driva VA inom verksamhetsområde i Södertälje kommun.

Hur är driftskostnaden för området fördelad över VA-kollektivet?

Anläggningen belastar inte VA-kollektivet. Uppförandet av anläggningen har gjorts med LOVA-bidrag. Driften finansieras via slamtömningsavgifter för fastighetsägarna (enskilda fastigheter).

Vilka har varit de främsta tekniska problemen?

Hölöanläggningen har hittills fungerat utan tekniska problem. När det gäller vakuumtoalettlösningen med klosettvattnet till tank, finns det fastighetsägare som har hört av sig och haft problem med vakuumtoaletterna. I en enkätundersökning för fastighetsägare med vakuumtoalett till tank som omfattade även andra svenska kommuner än Södertälje, framgick att de flesta var nöjda eller mycket nöjda med sitt toalettsystem (80 %), medan 10 % var mindre nöjda eller missnöjda. Fritidsboende var mer nöjda än permanentboende (Petersens & Granath 2015).

Vilka är era generella erfarenheter av kommunikation med de boende i området som använder källsorterande insamlingssystem?

Det fanns en hel del diskussioner med fastighetsägare för att få dem att gå med på att införa ett vakuumsystem med tank för klosettatten. I driftsfas har de flesta fastighetsägarna varit nöjda med systemet med klosettatten till tank.

Vilken är den huvudsakliga utmaningen för att återföra återvunna näringsämnen från er reningsprocess till jordbruk?

Hela konceptet bygger på kretslopp och hygieniseringsanläggningen är därför förlagd till ett jordbruk. Jordbrukaren har en viktig roll i hanteringen. Han sköter den dagliga driften av anläggningen och sprider det hygieniserade klosettattnet på åkermark. En försvårande omständighet som kommit under drifttiden är att Arla inte längre tillåter spridning av hygieniserat klosettatten på sina på sina mjölkgårdar. Lösningen på detta har blivit att lantbrukaren som har anläggningen på sin mark och är kontrakterad för spridningen måste spridas på en annan gård.

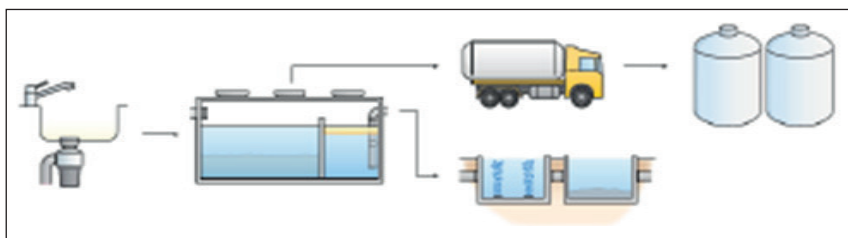
5.4 Fullriggaren i Malmö (Avfallskvarnar)

Beskrivningen som presenteras baseras på uppgifter från Utvecklingsingenjör Mimmi Bissmont, Avfallsavdelningen, VA SYD (muntligen 2015) och rapporten av Bissmont et al (2015a). Det kan nämnas att det förutom projektet Fullriggaren finns två tidigare pilotprojekt i Malmö med liknande system installerat i två fastigheter på bomäseområdet Bo01 (41 lägenheter) samt i Turning Torso (147 lägenheter). Resultat från utvärderingar av dessa projekt finns bland annat i Davidsson et al (2007), Bernstad et al (2013) och Davidsson et al (2011). Inget av dessa projekt har ansetts tillräckligt representativa för att kunna göra en helt tillfredsställande utvärdering av systemet. Fullskaleprojektet i kvarteret Fullriggaren i V Hamnen med 614 hushåll har därför genomförts och utvärderats med resultat presenterade i framförallt Bissmont et al (2015a) och Bissmont et al (2015 b).

5.4.1 Kortare beskrivning

I kvarteret Fullriggaren i Västra hamnen i Malmö installerades avfallskvarnar i samtliga lägenheter (614 lägenheter fördelade på 16 fastigheter) i samband med byggnationen år 2013. Kvarnarna är monterade direkt i kökshon. Fastigheterna har dubbla avloppsstammar, en från köket och en för övrigt avlopp. En pump på varje fastighet trycker köksavloppet till en gemensam avskiljningstank belägen under marknivå utanför fastigheterna. Vatten avskiljs från avfallet genom att tyngre avfallspartiklar sedimenterar i första delen av tanken och fettrikt flytande avfall hålls kvar med en skiljevägg innan utloppet (Figur 5-5). Tanken töms av slamsugbil med 3–4 veckors intervall och innehållet transporteras till en biogasanläggning på Sjölunda reningsverk i Malmö. Biogasen som produceras uppgraderas och säljs som fordonsgas av extern aktör. Utloppet leds tillsammans med övrigt spillvatten till Sjölunda avloppsreningsverk. Den tekniska utvärderingen som gjorts av systemet (Bissmont et al, 2015) visar på en god utsortering av matavfall

(väldigt lite matavfall hamnar i restavfallsfraktionen) och att tankarna klarar att avskilja partikulärt organiskt material och fett tillfredsställande.



Figur 5-5 Systembeskrivning över avfallskvarnar kopplade till avskiljningstank (Bissmont et al., 2015).

5.4.2 Ansvar och genomförande

Det mellankommunala bolaget VA SYD såg Fullriggaren som ett utvecklingsprojekt och valde därför att gå in som huvudman för systemet. VA SYD ansvarade för projektering och installation utanför kvartersmark. De delar som finns inne på kvartersmark, det vill säga avfallskvarnar, extra avloppsstammar och pumpar var byggherrarnas ansvar och kostnader. VA SYDs ledningar och avskiljningstankar placerades i allmän platsmark, vilket är brukligt för va-ledningar men inte för avfallslösningar. Avfallslösningar ska enligt rådande föreskrifter i Malmö stad ordnas inne på kvartersmark. Ett undantag kunde i det här fallet göras med tillstånd från stadens Gatukontor. Vad gäller den VA SYD-interna uppdelningen av ansvar så ansågs avfallskvarnsystemet vara avfallskollektivets insamlingssystem och gränsdragningen mot VA-kollektivets drogs vid förbindelsepunkten, i detta fall en brunn strax efter tanken. VA SYD ansvarar både för VA- och avfallshandling i Malmö.

Ett avtal skrevs mellan byggherrarna och VA SYD som reglerade ansvar och kostnader under en tvåårsperiod då utvärderingen av systemet skulle ske.

Varför infördes systemet i kv. Fullriggaren och vad var avgörande för att genomföra lösningen? Vem var drivande i införandet?

Fullriggaren blev det tredje bostadsområdet med kvarnsystem i Malmö. Kvarnsystem hade tidigare testats på två andra områden i Västra hamnen. Anledningen till att systemet initierades i Malmö är att man ville ha ett system för matavfallshantering som skulle kunna ge en utökad utsortering samt fungera i den tätbebyggda innerstaden med följande krav: litet platsbehov, hygieniskt och bekvämt för brukarna och begränsade transporter med tunga fordon. Alla dessa krav ansågs kunna mötas med köksavfallskvarnar, men i Malmö fick dessa anslutas till en avskiljningstank eftersom anslutning till avloppsnätet inte är tillåtet. Den låga lutningen som är fallet i Malmö anses öka risken för sedimentation av avfall i ledningsnätet.

VA SYDs Avfallsavdelning var drivande för att genomföra lösningen på kvarteret Fullriggaren. Man ville ha ett fullskaleprojekt och Fullriggaren föll väl i tiden. Avgörande var dessutom att bidrag erhöles (både till VA SYD och till byggherrarna) från Delegationen för hållbara städer.

Vilka hinder har funnits vid införandet av systemet?

De legala hinder som funnits är att avfallslösningar, det vill säga tankarna, egentligen inte får placeras på allmän platsmark, utan skall ligga på kvarterersmark. Rent ekonomiskt är det ett hinder att systemet är dyrare att införa än papperspåsesystemet och belastar byggherren, det vill säga det krävs att de boende vill betala mer för detta. Ytterligare ett hinder har varit gränsdragningen mellan avfallskollektiv och VA-kollektiv och att utmaningar med förankringen i organisationen inom VA SYD gjorde att det blev ett komplicerat samarbete mellan Avfall och VA inom VA SYD. Tekniskt sett så har det också inneburit en del arbete att hitta en avskiljningstank som fungerar.

Driftsfas: vilka är framgångsfaktorerna för lyckad drift av systemen?

Problem man har haft och lösningar på dessa?

I projektet på kv Fullriggaren gjorde VA SYD ett avsteg från normala rutiner och tog mer ansvar då de valde att stå som ägare av tankarna och ledningarna i allmän platsmark. Tidigare gemensamma system, som t ex avfallskvarnsystem på Bo01-området i Västra hamnen har inte ägts och drivits av VA SYD utan har varit gemensamhetsanläggningar. Erfarenheterna från de systemen visar att det inte finns tillräcklig kompetens bland lekmännen i gemensamhetsanläggningarnas styrelser för att kunna hantera den här typen av tekniska system långsiktigt. I en enkät ställd till byggherrarna i Fullriggaren framkom dessutom att byggherrarna inte hade varit intresserade av att installera systemet om de själva fått stå för ledningsnät och tankar. Både boende och byggherrar har tillfrågats kring eventuella driftsproblem. Ingen av dem har upplevt tekniska problem i någon större omfattning. Byggherrarna nämner som positivt med driften av systemet att de boende slipper hantera matavfallspåsar och att det blir fräschare i miljörummen (soprummen). Negativt med systemet anser byggherrarna vara att det blir dyrt att åtgärda akuta stopp i ledningar och att det kan uppstå ljud och vibrationer vid malning. Byggherrarna påpekar också att det krävs bra information om drift och skötsel för de boende om det skall fungera perfekt.

Framgångsfaktorer med kommunikation med brukarna:

Vilka beteenden hos brukarna är avgörande för systemets funktion och hur kommunicerar man detta med brukarna?

Erfarenheterna visar på att kommunikation är viktigt. I en beteendestudie som gjorts inom Fullriggaren konstaterades att brukarna behöver mer kunskap kring systemet. Det är viktigt att kommunicera vad syftet med systemet är och vad som händer med matavfallet efter att det malts ned. Det konstaterades också att enklare kommunikationsvägar mellan boende och fastighetsägare skulle underlätta.

Administration och organisation: Hur ser en fungerande driftsorganisation ut? Idéer om alternativ? Hur anpassar man betalningssystemet i ett sorterande system (om förhöjda kostnader jämfört med konventionellt?)

För att vidare kunna introducera kvarnsystemet i staden behöver till exempel gränsdragningen mellan ansvaret för VA och Avfall tydliggöras liksom möjligheten att använda allmän platsmark för avfallslösningar.

Byggherrarna i Fullriggaren beräknade sina investeringskostnader för avfallskvarnssystemet till 5 000–13 000 kr/lägenhet och VA SYD beräknade sina investeringskostnader till ca 1 900 kr/lägenhet. Avfallstaxan för kvarnssystemet ligger högre (110 kr/lägenhet och år) än motsvarande taxa för matavfall i kärl (ca 40 kr/lägenhet och år).

5.5 DEUS 21 (Knittlingen, Tyskland)

5.5.1 Kortare beskrivning

DEUS 21 (DEzentral Urbanes Infrastruktur-System) var ett forskningsprojekt som främst bedrevs mellan åren 2004–2010. DEUS 21 består av ett drygt hundratal nybyggda villor (ca 350 invånare) belägna i Knittlingen utanför Stüttgart. Projektet var ett samarbete mellan forskningsinstitut (främst Fraunhofer Institut), industri samt motsvarigheten till kommunal styrelse. En viktig detalj var att varje villaägare själv fick välja vilka lösningar som skulle implementeras på sin tomt. Lösningarna varierar därför mellan hushållen och endast det centrala vakuumledningsnätet och minireningsverket är gemensamt för samtliga boende.

Syftet med forskningsprojektet var att demonstrera ett koncept med totalt decentraliserad vattenhantering, dvs. produktion och hantering av dricks- respektive avloppsvatten i en region. Den bakomliggande tanken var att dels sluta kretsloppet mellan rent vatten och avloppsvatten samt att regionala decentraliserade system skulle vara mer lämpliga för att hantera vattenfrågor än större sammanslutningar. Frågan hade under många år arbetats fram av Fraunhofer institut, lett av professor Walter Trösch, och det färdiga DEUS 21 konceptet innehöll en teknisk lösning för lokal rening av avloppsvatten samt stort fokus på minskning av vattenförbrukning och återvinning av regnvatten (Fraunhofer institut, 2015; Mohr & Trösch, 2013). Fraunhofer institut sökte och beviljades därefter ekonomiska medel från tyska ministeriet för utbildning och forskning (BMBF) för att utvärdera DEUS 21 konceptet under riktiga förhållanden. Först därefter sökte man upp ett lämpligt område för genomförande genom att ett flertal städer kontaktades med en förfrågan (Mohr, 2015). Staden Knittlingen ställde sig positiva till att införa systemet i ett nybyggnadsområde av staden som stod inför exploatering. Genomförandet innebar att testa de utvalda teknikerna vakuumsystem, köksavfallskvarn, och regnvattenåtervinning i hushåll samt att bygga ett lokalt avloppsreningsverk med avancerad reningsteknik anpassad för ökad biogasproduktion och näringsåtervinning. I projektet fann man att det decentraliserade reningsverket fungerade väl i avseende på reningskrav samt mål om återvinnig av fosfor och kväve (Hillenbrand, 2009). Det bör förtydligas att syftet var att få till stånd och utvärdera denna demonstrationsanläggning i riktig skala. Således var det lokala reningsverket (Das Wasserhaus) endast i drift under projektiden (2004–2010) samt när nya projekt senare har tillkommit. Ett foto på minireningsverket visas i figur 5-6. Driften av vakuumsystemet pågår dock konstant och området planeras att byggas ut med omkring 100 hushåll (Mohr, 2015).



Figur 5-6 Foto över den lokala behandlingsanläggningen "Das Wasserhaus". Foto med tillstånd av Fraunhofer Institut, Stuttgart.

Intervju med projektledare vid DEUS 21

Marius Mohr (Fraunhofer Institute for Interfacial Engineering and Biotechnology, personlig kommunikation 23 april 2015).

Huvudaktörer inom projektet

- Fraunhofer Institute for Interfacial Engineering and Biotechnology (forskningsinstitut)
- Fraunhofer Institute for Systems and Innovation Research (forskningsinstitut)

Vidare deltar ett flertal privata företag med processlösningar för ledningsnät och det lokala minireningsverket.

Er organisations roll i projektet

Fraunhofer Institut stod för utveckling av projektidén och fann därefter området i Knittlingen där genomförandet kunde ske. Institutet bekostade (med finansiering från det tyska forsknings- och utbildningsministeriet) det lokala minireningsverket samt drift av detta och utvärdering av systemet under försöksperioden. Institutet koordinerar fortfarande driften av systemet.

5.5.2 Erfarenheter från planerings- och genomförandefas

Vilket var motivet för er organisation att implementera källsorterande system?

Syftet för Fraunhofer institut var att driva och utvärdera en demonstrationsanläggning under riktiga förhållanden. Således hade projektet ett renodlat forskningssyfte med en tydlig definierad livslängd.

DEUS 21 var ett forskningsprojekt vars syfte var att demonstrera ett koncept med totalt decentraliserad vattenhantering, dvs. produktion och hantering av dricks- respektive avloppsvatten i en region. Den bakomliggande tanken var dels att sluta kretsloppet mellan rent vatten och avloppsvatten samt att regionala decentraliserade system skulle vara mer lämpliga för att hantera vattenfrågor än större sammanslutningar.

Vilken organisation drev främst arbetet kring genomförande?

Fraunhoferinstitutet stod för konceptet och minireningsverket samt drev projektet. Knittlingen stad ställde sig positiva till projektet då konceptets mål att undersöka decentraliserad vattenrening och vattenåtervinning tilltalade stadens ledning. Vidare visade Fraunhofer instituts kostnadsberäkningar att kostnaden för ledningsnät (ledningsnätet för den nya stadsdelen skulle bekostas av staden) skulle bli lägre med vakuumledningsnät jämfört med kombinerat avlopp. Staden ställde sig, enligt Marius Mohr vid Fraunhofer institut, positiva till ett vakuumsystem då tekniken bedömdes beprövad vid tillfället. Varken avlopps- eller avfallsföretag var med i projektet då hela konceptet var förbestämt och implementerades av Fraunhofer institut. Dessa företag hölls dock informerade om projektets utveckling.

Vilka har varit de främsta utmaningarna med genomförandet?

Såväl juridiska som tekniska problem har varit utmaningar. Av dessa var de juridiska problemen med att återanvända regnvatten som dricksvatten de största. Men även att samtransportera matavfall från köksavfallskvarn (vilket sker i en del av bostäderna) var ett problem då ansvaret för hantering av organiskt avfall ligger på regional nivå. Till slut löstes detta problem genom att projektet fick dispens på grund av sin ringa storlek. Fraunhofer institut utförde en marknadsutvärdering inför genomförandet och slutsatsen var att det fanns fullgod vakuumteknik på marknaden för installationer i hushåll. Dock så skedde ingen gemensam upphandling för installationer i villorna varför fastighetsägare anställde olika lokala VA-installatörer för att utföra installationerna. Detta medförde att några installationer utfördes felaktigt med bullerproblem som följde. Den genomsnittliga investeringskostnaden för en villaägare beräknades till ca 5 000 SEK per capita eller ca 19 000 per fastighet (Hillenbrand, 2009). Detta utgjorde strax över 20 % av de totala kostnaderna för systemet.

5.5.3 Erfarenheter från driftsfas

Hur är drifts- och ansvarsområden inom projektet administrerade?

Invånare ansvarar för samtliga system innanför tomtgränserna. Knittlingen stad driftar vakuumledningsnät samt står för personalkostnader för teknisk personal vid minireningsverket. Fraunhoferinstitutet står för drift av minireningsverket då det är i drift.

Hur är driftskostnaden för området fördelad över VA-kollektivet?

Kostnaden för driften av vakuumledningsnät samt personal för skötsel av detta fördelas över hela VA-kollektivet då staden äger och driftar nätet. Kostnaden för detta beräknades till lägre än motsvarande kostnad för konventionellt ledningsnät (0,8 Meuro jämfört med 1,2 Meuro, det bör dock understrykas att schaktarbete för vattenåtervinningsystem och dricksvattnen är med i kostnadsberäkningen) av Hillebrand (2009). Fraunhoferinstitutet bekostade minireningsverket samt bekostar driften av detta då det är i bruk.

Vilka har varit de främsta tekniska problemen?

Efter 10 år har endast ett fåtal driftproblem ännu uppmärksammats med vakuumnätet. Detta var under ett kraftigt regn då en invånare troligtvis använde en vakuumledning för att tömma grunden i ett hus som höll på konstrueras, varpå det lokala minireningsverket nästan översvämmades. Elavbrott har inte varit ett problem då undertrycket räcker för att par timmars bruk av systemet även vid elavbrott och inget elavbrott har varat så länge (det finns dock inga back-up generatorer). Ett problem har rapporterats kring de insamlingstankar som är belägna på de privata tomterna (som periodvis töms med kraftigare undertryck till vakuumnätet). En av dessa tankar hade problem med att barn har lyckats kasta in småsten i tanken via utloppsroret för luft, vilket orsakade problem med tömningen av tanken. Som en sista kommentar kring vakuumnätet kan det nämnas att de misstänkta utfällningar i vakuumnätet som rapporterades i Kjerstadius et al. (2012) fortfarande inte har observerats. Misstankarna baserades på utförda massbalanser för fosfor över ledningsnätet och behandlingsanläggningen.

Angående boendeacceptans så har det inte utförts någon ny boendeundersökning sedan projekttiden (resultaten återgavs i Kjerstadius et al., 2012). Det har dock inte rapporterats några klagomål angående buller från insamlingstankar eller vakuumnät sedan dess.

Vilka är era generella erfarenheter av kommunikation med de boende i området som använder källsorterande insamlingssystem?

Fraunhofer institut har haft kontakt med de boende vid driftsstart av systemet samt vid tillfällen då folk har hört av sig angående upplevda problem. Deras erfarenhet av denna kontakt är att de boende blir mycket mer positivt inställda till projektet om de upplever att de kan få direktkontakt med dem som driftar systemet. Det upplevdes som mycket positivt när det vistades mycket personal vid det lokala minireningsverket så att invånarna kunde ställa frågor till dessa. Ett exempel på detta återgavs också i Kjerstadius et al. (2012) där det framgick att initiala klagomål angående odör berodde på att luft från det konventionella ledningsnätet trängdes upp då effluenten från det lokala minireningsverket släpptes ut. De boende misstänkte då att doften berodde på det lokala minireningsverket. Efter att ha blivit informerade om orsaken till doften blev de dock mer förstående till orsaken och har inte hört av sig med ytterligare klagomål. Fraunhofer institut installerade också ett luftfilter på minireningsverket även om doften enligt egen bedömning inte kom därifrån. Installation syftade dock på good will. Vid driftstart av systemet inkom också klagomål angående buller vilket berodde på vakuumpumparna. Effekten på dessa minskades varpå inget klagomål har inkommit. Fraunhofer instituts främsta slutsats från boendekommunikation är att klagomål och problem skall åtgärdas snabbt. Deras slutsats är att om snabba åtgärder av rapporterade problem sker så är de boende positiva till vakuumsystem samt det lokala minireningsverket.

Vilken är den huvudsakliga utmaningen för att återföra återvunna näringsämnen från er reningsprocess till jordbruk?

Då slamåterförsel av Fraunhofer institut beskrivs som politiskt oattraktivt i flera delstater i Tyskland så utvärderades under forskningsprojektet återvin-

ning av fosfor och kväve med hjälp av struvitfällning och jonbytesteknik med zeoliter. Då syftet med projektet var att utvärdera demonstrationsanläggningen skedde ingen reell återförsel av dessa produkter till jordbruk. Fraunhofer Institut bedömde dock att den huvudsakliga utmaningen med att få dessa fraktioner attraktiva för jordbruket var kostnaderna då extraktion i en liten skala bedömdes oekonomisk. Under projektiden togs därför återvunna näringsprodukter om hand av Fraunhofer institut. Då reningsverket ej är i drift utanför projekttid sker ingen utvinning av näringsämnen till jordbruk idag.

5.6 Lemmerweg & Noorderhoek (Sneek, Nederländerna)

5.6.1 Kortare beskrivning

I staden Sneek norr om Amsterdam finns två områden med källsorterande system; Sneek Lemmerweg (i drift sedan 2006) och Sneek Noorderhoek (i drift men byggs nu ut med 100 hushåll i en andra fas av projektet). Totalt rör det sig om 32 (Lemmerweg) respektive ca 250 planerade hushåll (Noordehoek) med vakuumsystem för samhanteringen av klosettavfall och matavfall (endast i Noorderhoek) samt separat BDT-vattenhantering med gravitationsinsamling. Båda områdena kan ses som pilotområden för konceptet *Nieuwe Sanitatie* (ny sanitet) vars utveckling startade kring millennieskiftet av STOWA (nederländsk forskningsstiftelse för applicerad vattenforskning). *Nieuwe Sanitatie* föddes ur en bred kampanj som STOWA startat med mål att finna ett bredare arbetssätt kring avloppshantering i samhället (Swart & Palsma, 2013). Målet var att inkludera fler intressenter, såsom boendeföreningar och byggherrar, och därigenom överbrygga traditionell avloppshantering som mer fokuserat på nedströmsbehandling.

Systemen i Sneek går under namnet Waterschoon och innefattar vakuumsystem för klosettavfall och matavfall samt behandling av källsorterat hushållsavlopp i lokalt reningsverk. I reningsverken är den anaeroba reningen central och klosettavlopp och matavfall rötas direkt utan förbehandling eller förtjockning. Effluents från biogasreaktorn genomgår en kvävereningsprocess med anammoxreaktor innan struvitfällning sker för fosforåtervinning. Vakuumsystem och reningsverk drivs av företaget Desah som har utfört en direkt marknadsimplementering av resultaten från forskning inom *Nieuwe Sanitatie*. En utförligare beskrivning av reningsverken återges i Kjerstadius et al. (2012). Sneek Noorderhoek har utvärderats av STOWA som fann att reningen gav bättre resultat än konventionell teknik (STOWA, 2014). Dock så medförde den minskade vattenmängden jämfört med konventionell teknik (inget tillskottsvatten) att utsläppskoncentrationerna blev högre än vid konventionellt reningsverk trots att den faktiska reduktionen var högre. Utvärdering av projektet har gjorts i en rad publikationer (de Graaf & van Hell, 2014; Lindebom, 2014; STOWA, 2014; Wiersma, 2014; Witteveen Bos, 2014; Wiersma, 2013; Naus & van Vliet, 2012; Wiersma, 2012). För läsning rekommenderas STOWA (2014) som inkluderar och sammanställer resultat från de övriga studierna. Sammantaget visar utvär-

deringarna (utförda av Desah, STOWA respektive två externa konsulter) att pilotområdet fungerar väl och har god rening i det lokala reningsverket. En extern konsultutredning av energiförbrukningen visade att Waterschoon i Sneek Noorderhoek i sin nuvarande utformning förbrukar mycket värme men att Waterschoon-konceptet har potential att bli mer energisnålt än det konventionella alternativet om värmeväxling från grävatten och biogaseffluent införs (Lindebom, 2014). Lindebom nämner även möjligheterna för god värmeväxling från grävatten då denna ström behandlas separat och ledningsnätslängden är kort. STOWA (2014) nämner också att energiförbrukningen i dagenssystem är mycket högre än konventionell teknik men att om förändringar av systemet utförs, framförallt införseln av värmeväxling, så kan Waterschoon systemet bli energipositivt, dvs. återvinna mer energi än vad som konsumeras för insamling och behandling. En livscykelanalys utförd av extern konsult (Witeveen Bos, 2014) visar att Waterschoon i sin nuvarande utformning endast är något bättre ur klimatsynpunkt än ett konventionellt system men att det finns klar förbättringspotential, framförallt avseende på minskad värmeförbrukning genom värmeväxling. Foton på bostäder i de båda områdena återges i Figur 5-7.



Figur 5-7 Bostäder i Noorderhoek (vänster) respektive Lemmerweg (höger). Foton av Hamse Kjerstadius.

Intervju med projektledare vid Noorderhoek

Brendo Meulman (projektledare Desah, personlig kommunikation 3 april 2015).

Huvudaktörer inom projektet

- Woningstichting de Wieren (Fastighetsbolag som äger hushållsfastigheter)
- Wetterskip Fryslân (Regionalt VA-förbund för Friesland)
- Gemeente Súdwest-Fryslân (motsv. kommun)
- STOWA (Nationell stiftelse för tillämpad VA-forskning och utveckling)
- Desah (privat företag)

Det lokala vakuumnätet ägs av Gemeente Súdwest-Fryslân (motsv. kommun) men driftas av Desah. Det lokala reningsverket ägs av Wetterskip Fryslân (Regionalt VA-förbund för Friesland) men driftas av Desah på kontrakt som skrivs för treårs perioder. Fastigheterna ägs av Woningstichting de Wieren (fastighetsbolag).

Det finns ett samarbetsavtal mellan samtliga partners vilket kom till redan tidigt under planeringsfasen. Avtalet skrevs för att genomförandet och

drift av systemen skulle ske som planerat och reglerar byggherrens ansvar för genomförandet samt Desahs drift av det lokala reningsverket rening (skulle annars ha skötts av det regionala VA-förbundet). Vidare finns en gemensam projektbudget samtliga partners. Som uppskattning kan nämnas att budgeten för drift av Noorderhoek (åren 2015–2017) låg på omkring 4 MSEK varav ungefär hälften är kostnaden för fortsatt forskning och analys, det vill säga att de faktiska driftskostnaderna och arbetskraften motsvarar omkring 2 MSEK för de tre åren (Meulman, 2016). Av den gemensamma budgeten så fördelas kostnaderna över det regionala VA-förbundet (ca 10 %), kommun (ca. 17 %), mostv. projektstöd på länsnivå (ca. 25 %), STOWA (ca. 25 %) och Desah (ca 6 %) och resterande kostnader av fastighetsbolaget.

Er organisations roll i projektet

Desah är ett privat företag som agerar projektledare, står för drift och underhåll av ledningsnät och det lokala minireningsverket (driften bedrivs kontraktvis för varje treårsperiod). Vidare står Desah för teknikutveckling och teknikutvärdering för insamlingssystem och reningsteknik vid minireningsverk.

Övriga partners (Gemeente Súdwest-Fryslân, Wetterskip Fryslân, STOWA och fastighetsbolag) bidrar med utvärdering av projektet samt beslutar kring hur drift och forskning skall ske i anslutning till det lokala reningsverket.

5.6.2 Erfarenheter från planerings- och genomförandefas

Vilket var motivet för er organisation att implementera källsorterande system?

Desah är ett privat företag som ser konstruktionen i Noorderhoek främst som ett ekonomiskt intresse. Syftet var enligt Meulman att bygga ett demonstrationsprojekt ifrån vilket erfarenhet kan dras inför framtida projekt samt att implementera den forskning som bedrivits på källsorterande system i samarbete med Wageningen Universitet och Wetsus (VA-institut i Nederländerna).

Vidare beskriver Meulman syftet för övriga inblandade organisationer. Wetterskip Fryslân (regionalt VA-förbund för Friesland) deltar i projektet då de utreder hur ökad kvalitet i avseende på avloppshantering och näringsåtervinning kan ske och vill utreda om Waterschoon konceptet kan nå bättre resultat än dagens konventionella system. Gemeente Súdwest-Fryslân (motsv. kommun) är intresserade då kommunen vill utvärdera om källsorterande system enligt Waterschoon konceptet kan minska kostnaden för ledningsnät. STOWA är med i projektet då Waterschoon är en direkt avknoppning av deras satsning på *Nieuwe Sanitatie*.

Vilken organisation drev främst arbetet kring igenomförande?

Främst Desah, kommunen och det regionala VA-förbundet. Då projektet har tagit lång tid har dock engagemanget hos kommunen och det regionala VA-förbundet kommit och gått, enligt Meulman främst beroende på vilka som har varit ansvariga för frågan hos respektive organisation. Enligt Meulmans erfarenhet så är det dock viktigare att ha engagerade personer i de organisationer som är inblandade i projektet snarare än vilken organisation som leder arbetet. Utvecklings- och innovationsprojekt kräver enligt

Meulman att det finns eldsjälar eller starkt engagerade personer inom några utav organisationerna, detta då pilotprojekt för att lyckas kräver personer som kan arbeta kreativt inför oförutsedda hinder. I de planerade projekt som endast Desah själva har varit den drivande kraften har genomförandet inte gått i hamn och det är Meulmans åsikt att det inte heller hade lyckats i Sneek Noorderhoek om inte kommunen och det regionala VA-förbundet också hade hjälpt till att driva frågan.

Vilka har varit de främsta utmaningarna med genomförandet?

I Noorderhoek har såväl juridiska, politiska, ekonomiska och tekniska frågor varit utmaningar att överkomma för att nå en igenomförande. Juridiska frågor gällde att få tillstånd att använda köksavfallskvárnarna som planerat (då det i Nederländerna är förbjudet att transportera organiskt avfall i de kommunala ledningsnäten). Politiskt så gällde det att övertyga det regionala VA-förbundet och kommunstyrelsen om att projektet kunde medföra vinster på längre sikt. Kommunstyrelsen är ansvariga för ledningsnät i regionen och var i projektet främst intresserade av att utvärdera om decentraliserade avloppssystem kan vara mer ekonomiska än centraliserade. Det regionala VA-förbundet behövde övertygas om att det var värt att utvärdera om decentraliserade VA-system kan vara mer ekonomisk i framtiden än att leda avloppet till befintliga reningsverk. Som en kommentar bör det nämnas att den ekonomiska utvärdering som har utförts av den faktiska igenomförandet (de graaf & Van Hell, 2014) kom fram till att systemet i sin nuvarande storlek är något (11 %) dyrare än konventionell teknik men att båda dessa poster kan bli lägre än kostnaden för konventionell behandling (att koppla boende till ett 100 000 pe reningsverk) redan vid 2 400 invånare.

5.6.3 Erfarenheter från driftsfas

Hur är drifts- och ansvarsområden inom projektet administrerade?

Det finns ett samarbetsavtal mellan samtliga partners. Vidare finns en gemensam budget för projektet. Samtliga partners som ingår i samarbetsavtalet dit samtliga partners betalar in pengar och använder dem enligt en gemensam budget. Budgeten följs upp var tredje månad av en extern revisor. Samtliga partners som ingår i samarbetsavtalet driver projektet. Arbetet är dock uppdelat i subgrupper med olika ansvarsområden. Exempelvis så ansvarar Desah tillsammans med det regionala VA-förbundet, kommunen och fastighetsbolaget för underhåll och drift av installationer i fastigheter, ledningsnät och det decentraliserade reningsverket. Det juridiska ansvaret ligger dock inom samma organisationer som hade ansvarat för respektive del ifall det hade varit ett konventionellt system.

Hur är driftskostnaden för området fördelad över VA-kollektivet?

Kostnaden för driften av vakuumsystem slås ut över alla medlemmar i det regionala VA-förbundet för Friesland. Denna kostnad rörde sig år 2014 om cirka 160 kSEK per år för existerande bebyggelse (de graaf & van Hell, 2014). Avbetalning och driftskostnaden för det decentraliserade reningsverket betalas av den gemensamma projektbudgeten. Den totala investeringskostnaden för det lokala reningsverket var cirka 12 MSEK (de graaf & van Hell, 2014). Driftskostnaden för Noorderhoek (exklusive forskning)

var budgeterad till ca 2MSEK för treårsperioden (2015-2017) (Meulman, 2016). Av driftskostnaderna utgörs de största delarna av lön för tekniker (ca. 35 %), drift och underhåll av ledningsnät och reningsverk (ca. 50 %) samt extern granskning och kommunikation in om projektgruppen (ca. 10 %).

Vilka har varit de främsta tekniska problemen?

Driftsmässigt så har inga problem med vakuumledningsnätet eller med doft rapporterats sedan driftstart. Ett initialt problem som dock uppstod var att köksavfallskvarnarna satte igen då vakuumsystemet inte klarade av att suga rent kvarnarna. Detta ledde till att de boende började använda mer vatten i kvarnarna för att undvika stopp vilket i sin tur medförde att reningsprocessen blev mindre energieffektiv på grund av det ökade vattenflödet (spädningen av klosettvattnet och matavfall från köksavfallskvarnar ökar energibehovet för uppvärmning av biogasreaktorn). Den höga värmeförbrukningen för systemet bekräftas även av en extern konsult (Lindebom, 2014). Därför har nya, mer vattensnåla, köksavfallskvarnar installerats i de nybyggda hushållen med förhoppning att detta skall förbättra energibalansen. Dessa kvarnar har även specialinsats (tillverkad av ett lokalt företag) som skall ta bort de tidigare problemen med igensättning. Slutligen öveväger Desah att installera värmeväxlare på utgående vatten från reningsverket för att förbättra energibalansen ytterligare enligt Lindebom (2014).

Vilka är era generella erfarenheter av kommunikation med de boende i området som använder källsorterande insamlingssystem?

Inga större problem i kommunikationen med invånarna har noterats sedan driftstart. Dock har invånare endast bott i Noorderhoek sedan 2010 varför liten rotation av boende hittills har skett. Därmed verkar den initiala information som de boende tilldelas när de flyttade in ha räckt för att informera om vakuumsystemet och det lokala reningsverket. Denna slutsats stöds också av en informationskampanj och enkätundersökning som delades ut bland de boende av Wageningen universitet. Undersökningen återges av Naus & van Vliet (2012) som utförde en informationskampanj och en undersökning av de boendes syn på systemet i Noorderhoek som ett forskningsprojekt inom omställning av infrastruktursystem mot mer hållbara och resurssmarta system vid Wageningen universitet. I studien fann man att de boende generellt var nöjda med systemet och fann det hygieniskt och smidigt. Framförallt var de boende nöjda med köksavfallskvarn istället för matavfallsinsamling i en låda som annars är standard i området. Studien visade att de boende var stolta över att delta i ett projekt som syftade till att förbättra miljön samt att denna känsla förstärktes av att de kunde se det centralt belägna reningsverket. Vidare visades att tilliten till drift och fastighetsbolaget var stor. I studien drog man slutsatsen att mycket av de goda resultaten kunde tillskrivas en liten och smidig organisation med nära kontakt med de boende (Naus & van Vliet, 2012). De boende uttrycker dock en viss osäkerhet kring funktion av vakuumsystemet och studien rekommenderade att en utökad demonstration av hur systemen funkar hade behövts. De boende kände sig osäkra kring de exakta kostnaderna och miljönyttorna med systemet och studien rekommenderade där en ökad återkoppling till de boende.

Vilken är den huvudsakliga utmaningen för att återföra återvunna näringsämnen från en reningsprocess till jordbruk?

I Sneek återvinns struvit kontinuerligt vid de lokala reningsverken i pilotområdena. Denna struvit återförs dock inte till jordbruk idag. Enligt Meulman är den huvudsakliga utmaningen bristen på marknad. Orsaken är att det i Nederländerna fram till nyligen var olagligt att använda struvit från avlopp som gödsel inom jordbruk. Detta har dock ändrats från och med 2015 och den nuvarande utmaningen ligger i att skapa en marknad för struvit. Struvit är idagsläget den enda restprodukt som tas ut ifrån det lokala reningsverket då verket har varit så underbelastat att ingen betydande mängd slam har tagits ut ifrån biogasreaktorn. Det bör här förtydligas att en UASB-ST reaktor som används är en slambäddsreaktor där överskottsslam tas ut ur botten medan den rötade effluenten (med en låg susp halt på ca 80 mg/L av partikulärt COD enligt Wiersma, 2013) går direkt till anammox-reaktor. När utbyggnaden av Noorderhoek har skett och reaktorn kommer att ha en högre belastning kommer ett överskottsslam från biogasreaktorn att tas ut. Det är dock inte tänkt att detta skall återanvändas i jordbruk då slamåterförsel inte sker i Nederländerna. Slammet planeras i dagsläget istället att förbrännas med avloppsslam på befintliga reningsverk.

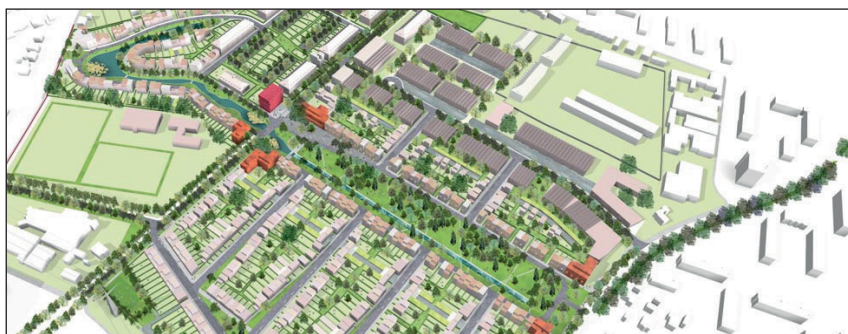
5.7 Jenfelder Au (Hamburg, Tyskland)

5.7.1 Kortare beskrivning

Området Jenfelder Au i Hamburg är under uppbyggnad och kommer då det står färdigt att bli Europas största genomförande av källsorterande system med 630 hushåll för ca. 2000 invånare (Kjerstadius et al., 2012). Projektet drivs av Hamburg Wasser (motsvarigheten till kommunalt VA-bolag), Hamburg stad samt motsvarighet till lokal kommunstyrelse. Jenfelder Au kommer att bli den första kompletta genomförandet av konceptet Hamburg water cycle (HWC) som innefattar lokal hantering av klosettwater och BDT-water. Hamburg water cycle syftar främst till en mer energieffektiv avloppsvattenrening (Schönfelder et al., 2013). Detta skall ske genom separation av klosettwater och BDT-water. Klosettwater skall enligt HWC rötas tillsammans med mat- eller trädgårdsavfall och den producerade biogasen brännas för el- och värmeproduktion. BDT-water skall enligt grundkonceptet renas, värmeväxlas och släppas ut till recipient (Schönfelder et al., 2013). Genomförandet i Jenfelder Au är dock den första genomförande av HWC och det är ännu inte bestämt exakt hur BDT-vattnet skall hanteras där. Klosettwater skall samlas in med vakuumsystem, vilket är uppdelat i tre delsystem för att minska risken för problem vid ev. tryckfall (Skambraks et al., 2013). Själva vakuumgeneratorerna är belägna vid det lokala minireningsverket där behandling av de sorterade fraktionerna sker. Vidare skall vakuumnätet delas upp i två trycknivåer för att reducera energiförbrukningen (olika höjdskillnader inom området) vilket även minskar buller för de boende vid spolningar.

Konstruktionsarbetet med Jenfelder Au startade oktober 2013 och de första invånarna förväntas flytta in i slutet av 2016. En modellskiss över

Jenfelder Au presenteras i figur 5-8. Då området inte är i drift så finns inte någon utvärdering att redovisa. Omfattande utredningsarbeten av konceptet HWC har dock utförts av Hamburg Wasser (Schönfelder et al., 2013). Angående återförsel av näringsämnen så pågår fortfarande forskningsarbete kring hur näringsåtervinning skall ske ur den behandlade klosettvattnens fraktionen. Först när området har ett betydande invånarantal förväntar man sig att ha en färdig produkt. Det planeras ingen kontakt med jordbruket innan färdiga resultat finns kring val av näringsåtervinningssystem (Meier, 2016).



Figur 5-8 Modellskiss av området Jenfelder Au i Hamburg.
Bild med tillåtelse av IBA Hamburg.

Intervju med projektledare vid Jenfelder Au

- Anne-Katrin Skambraks (Hamburg Wasser, personlig kommunikation 23 april 2015).
- Maika Wuttke (Hamburg Wasser, personlig kommunikation 20 november 2014).

Huvudaktörer inom projektet

- Bezirksamt Wandsbek (motsv. delkommun i Hamburg stad)
- Hamburg Wasser (offentligt ägt VA-företag för Hamburg stad)

Projektet är en del av konceptet Hamburg Water Cycle (HWC) som utvecklas av Hamburg Wasser i samarbete med universitet och offentliga aktörer.

Er organisations roll i projektet

Hamburg Wasser ansvarar för dricksvatten och avloppshantering i Hamburg och leder i Jenfelder Au utveckling, genomförande och drift av insamlingssystem och det lokala minireningsverket. Bezirksamt Wandsbeck leder utvecklingsarbetet för Jenfelder Au som förutom källsorterande system inkluderar fokus på social hållbarhet genom att erbjuda hushåll i olika prisklasser samt grönområden och dammar i stadsdelen (Skambraks et al., 2013). Vidare har Bezirksamt Wandsbeck det koordinerande ansvaret mellan olika boendetjänster (värme, vatten, elektricitet, telekommunikation).

5.7.2 Erfarenheter från planerings- och genomförandefas

Vilket var motivet för er organisation att implementera källsorterande system?

Hamburg Wasser vill i Jenfelder Au implementera ett demonstrations- och utvecklingsprojekt kring konceptet Hamburg Water Cycle. Konceptet syf-

tar till att utveckla ett mer energieffektivt och hållbart system för avloppshantering.

Vilken organisation drev främst arbetet kring genomförandet?

Då konceptet Hamburg Water Cycle är utvecklat av Hamburg Wasser är det främst Hamburg Wasser som driver implementeringsarbetet. Bezirkssamt Wandsbeck leder dock utvecklingsarbetet för Jenfelder Au området. För att förstå hur projektet är finansierat bör det påpekas att Hamburg stad är skyldigt att bekosta ledningsnät i nybyggnadsområden. I Jenfelder Au skulle dock källsorterat ledningsnät (med vakuum för klosettvattnet) varför ett avtal slöts mellan Hamburg Wasser och Hamburg stad (Skambraks, 2015). Avtalet reglerar att omkring 69 % av de totala installationskostnaderna för Hamburg Water Cycle i Jenfelder Au (ledningsnät i gator samt lokalt reningsverk) betalas av staden medan resterande andel betalas av Hamburg Wasser. Procentandelarna baseras på en kostnadsutredning som utfördes inför projekteringen av Jenfelder Au (Skambraks, 2015). Kostnaderna för Hamburg Wasser har till stor del finansierats av externa medel (stöd från EU via LIFE+ som är ett ekonomiskt instrument för stöd till demonstrationsprojekt inom miljöområdet) samt nationellt av tyska förbundsministeriet för utbildning och forskning inom konsortiet KREIS och tyska förbundsministeriet för ekonomi och energi. (Skambraks et al., 2013. Överskjutande kostnader för Jenfelder Au fördelas över hela VA-kollektivet för Hamburg stad.

Vilka har varit de främsta utmaningarna med genomförandet?

Projektet har stött på såväl tekniska som juridiska problem. De juridiska problemen bedöms dock vara de främsta och beror på att innovativa lösningar faller mellan juridiska definitioner. Initialt hade projektet problem med att vakuumsystem och källsortering föll utanför befintliga stadgar angående avloppsvatten för Hamburg stad. Processen för att skriva in systemen i stadgarna pågår fortfarande men löstes temporärt genom att ett avtal skrevs mellan markägare och Hamburg Wasser att systemen skall implementeras vid konstruktion av bostadshus. I dagsläget står projektet även inför juridiska problem angående lokal hantering av BDT-vatten. Det var planerat att släppa ut behandlat BDT-vatten i den lokala ån efter rening. Den berörda myndigheten kräver i dagsläget dock utsläppskrav och krav på dokumentation som blir kostsamt att leva upp till varför det fortfarande inte är bestämt exakt hur gråvattnet skall behandlas. I dagsläget bedrivs utredning kring lokal behandling av gråvattnet med plan på genomförande först under 2017 (då området har fler invånare) och man förväntar sig att släppa BDT-vatten till befintligt konventionellt reningsverk framtill den lokala reningen finns på plats (Meier, 2016). Vidare finns flera aktörer med egna intresseområden inom projektet. På problemsidan har detta exempelvis orsakat att den planerade installationen av köksavfallsskvarnar i lägenheterna (vilket tidigare var planerat för 10–20 lägenheter) är skrinlagd då en lösning inte har kunnat nås med det lokala bolaget som har ansvar för matavfallet. Hamburg Wasser utreder dock möjligheterna för att kunna få till en installation i ca 15–20 lägenheter som en del av ett forskningsprojekt.

Tekniska problem bestod mycket i osäkerhet kring vakuumsystemet där ingen tidigare erfarenhet fanns inom Hamburg Wasser. Organisationen lade därför mycket tid på att besöka existerande installationer med vakuumsystem samt på att noggrant utreda hur vakuumsystemen bör utformas (Schönfelder et al., 2013; Skambraks et al., 2013). Detta arbete resulterade i att man implementerade två separata vakuumgeneratorer (belägna på det lokala reningsverket) för redundans samt en överkapacitet i huvudledningsnätet. Vidare delades vakuumnätet för området upp i tre separata delnät för att minska risken för att hela området samtidigt skulle få problem med vakuumnätet om ett oväntat fel inträffar i ledningsnätet (Skambraks et al., 2013; Wuttke, 2014).

5.7.3 Erfarenheter från driftsfas

Inga frågor ställdes kring erfarenheter från driftsfasen då området Jenfelder Au ej stod klart för inflyttning när intervjun genomfördes.

5.8 *Buiskloterham (Amsterdam, Nederländerna)*

5.8.1 Kortare beskrivning

Buiskloterham är ett planerat omvandlingsområde främst bestående av äldre varvs- och industribyggnader i norra Amsterdam som skall byggas om till bostads- och arbetsytor (Metabolic, 2014). Områdets placering framgår av figur 5-9 nedan. Buiskloterhams totala yta är på 100 ha men området kommer att bebyggas med olika översiktsplaner varav källsorterande system kommer att införas i de två delområdena Schoon Schip (övers: miljövänliga fartyg) och Cityplot med byggstart från slutet av 2015 till första halvåret 2016. De båda områdena är förhållandevis olika, så till vida att Schoon Schip kommer att bestå av 47 hushåll belägna på husbåtar där husägarna själva har en hög ambition kring VA-hantering. I Schoon Schip kommer urin, avföring, BDT-vatten och matavfall (för kompostering) att sorteras. Cityplot är å andra sidan ett större område med 500 hushåll planerade i flerfamiljshus med samhantering av klosettavatten och matavfall.

Ett lokalt minireningsverk med kapacitet för 2 400 pe är planerat, vilket medför att ytterligare källsorterat avlopp kan hanteras om fler områden i Buiskloterham väljer att installera sådana. Planerings- och utredningsfasen kring Schoon Schip och Cityplot är kort. Även om staden Amsterdam länge har planerat att renovera Buiskloterham så presenterades planerna på sorterande avloppssystem i Schoon Schip och city plot så sent som 2014. Den sena projektstarten medför att inga beslut om exakt behandlingsteknik fanns tillgänglig. Enligt Rob Ververs vid Waternet som är projektledare för byggnationen i CityPlot så är det centrala fokuset på att utföra en mer hållbar hantering av stadens olika vattenfraktioner och därmed sätta vatten som en viktig del i Buiskloterhams planerade fokus på cirkulär ekonomi. Det som gör projektet ytterligare intressant är just fokuset på cirkulär ekonomi som övergriper hela ombyggnaden av Buiskloterham samt den platta organisationsform som hålls inom projektgruppen (Metabolic, 2014).



Figur 5-9
Översiktskarta över centrala
Amsterdam med området
Buiksloterham markerat. Figur
med tillstånd av Metabolic.

Intervju med projektledare vid Buiksloterham

Rob Ververs (projektledare, Waternet, personlig kommunikation 17 juli 2015).

Huvudaktörer inom projektet

En mångfald aktörer är inbegripna i de respektive projekten Schoon Schip och Cityplot. För en detaljerad lista rekommenderas att besöka hemsidorna buiksloterham.nl och schoonschipamsterdam.org. Främst av intresse för denna rapport är:

- Waternet (offentligt ägt VA-företag för Amsterdam stad).
- Metabolic (privat utvecklingsföretag)

Er organisations roll i projektet

Waternet kommer att driva insamlingssystem och det lokala minireningsverket som en officiell utvärdering av potentiell framtida hantering av stadens avlopp och matavfall.

5.8.2 Erfarenheter från planerings- och genomförandesfas (tiden fram till invånare flyttade in)

Vilket var motivet för er organisation att implementera källsorterande system?

Waternet är ett offentligt ägt VA-företag i Amsterdam stad. Då staden har bestämt att Buiksloterham skall renoveras ansvarar Waternet för avloppsfrågor. I områdena Schoon Schip och Cityplot finns en uttalad vilja hos Waternet att utvärdera framtidens potentiella VA-system för att se om dagens konventionella centraliserade teknik kommer att behöva bytas ut eller kompletteras. Den cirkulära ekonomin är en generell tanke inom Buiksloterham och Waternet har en vision om att utvärdera framtida VA-hantering med vatten som drivande motor i en cirkulär ekonomi.

Vilken organisation drev främst arbetet kring genomförande?

Ombyggnaden av dessa två områden i Buiksloterham sker med en platt hierarki vilket i dagsläget innefattar 24 medlemmar. Dessa medlemmar får skriva under ett manifest (vilket finns publicerat på den officiella hemsidan) om övergripande mål för Buiksloterham men skapar sedan egna plattformar och beslut kring genomförandet i de olika områdena.

Vilka har varit de främsta utmaningarna med genomförandet?

Den platta hierarkin med så många medlemmar ses som den främsta utmaningen kring genomförandet av källsorterande system (sk. cirkulära system) i Buiksloterham enligt Rob Ververs. Vidare saknas det i dagsläget en marknad för näringsprodukter återvunna ur avlopp (som tex. struvit). Han nämner även att den juridiska situationen inte är anpassad för att utvärdera liknande teknik. Här är det främsta problemet att det i Nederländerna är förbjudet att blanda fast och flytande avfall vilket medför svårigheter för att samtransportera organiskt avfall och avloppsvatten. Det finns dock en positiv attityd från berörda myndigheter vilket medför att Ververs har en stark optimistisk tro om att en flexibel tolkning skall tillskrivas områdena i Buiksloterham på grund av den uttalade viljan från staden att vilja utvärdera framtidens potentiella VA-system.

5.8.3 Erfarenheter från driftsfas

Inga frågor ställdes kring erfarenheter från driftsfasen då områdena Scoon schip och Cityplot ej stod klara för inflytt när intervjun genomfördes.

Det fanns vid intervjun dock inga fastlagda planer på hur näringsfraktioner skall tas om hand och återföras till jordbruk.

5.9 Schipperskaai (Gent, Belgien)

5.9.1 Kortare beskrivning

Området Schipperskaai är beläget i nordöstra Gent i ett äldre hamnindustriområde. Då staden Gent beslöt att förnya området önskades en tydlig hållbarhetsprofil varför en öppen tävling hölls. Segrande ur tävlingen stod projektet ZAWENT och inom ramen för detta skall Schipperskaai utrustas med källsorterande system för lokal hantering av matavfall, klosettvatten och BDT-vatten. Vakuumsystem skall byggas för klosettvatten och matavfall (som samlas in med köksavfallskvarn) medan BDT-vatten samlas in med gravitationsledning. Vidare kommer det renade vattnet att säljas som processvatten till en lokal fabrik vilket genererar intäkter under driftsfasen. Utredningsarbetet kring systemvalen startade 2013 och konstruktionsstart är planerat till början av 2017 med inflyttning under 2018. Området kommer då det står klart att rymma 400 hus med 1 200 invånare och en visionsbild över området återges i figur 5-10. Intressant nog drivs projektet av ett skapat kooperativ som kommer att generera intäkter från hantering av avlopp, matavfall och värmeförsörjning inom området såväl som från försäljningen av renat vatten som processvatten.



Figur 5-10 En visionsbild av Schipperskaai. Tillstånd av DuCoop cvba.

Intervju med projektledare vid Schipperskaai

Denis de Wilde (civilingenjör CEIP, personlig kommunikation 15 juli 2015).

Huvudaktörer inom projektet

- Sogent (motsvarande Stadsbyggnadskontor i Gent)
- DuCoop cvba (kooperativ format för projektet i den belgiska juridiska formen cvba)
- CEIP (Investeringsgrupp)
- Schipperskaai Development cvba (privat byggherre)
- Vanhaerents Development nv, Re-Vive nv, Van Roey Vastgoed nv (privata företag)
- Motsvarande regionala dricksvattenleverantör.

Intressant nog har deltagande partners i projektet tillsammans startat det juridiska kooperativet (coöperatieve vennootschap) DuCoop som står för genomförandet. Deltagande i DuCoop är en investeringsgrupp (där de framtida invånarna är med), det lokala dricksvattenföretaget samt byggherrar. DuCoop skall då området står klart leverera VA och avfallstjänster till de boende och eventuell vinst fördelas inom kooperativet.

Er organisations roll i projektet

CEIP stod för utformning av projektbidraget ZAWENT som skall implementeras i Schipperskaai och är drivande medlemmar i kooperativet DuCoop.

5.9.2 Erfarenheter från planerings- och genomförandefas (tiden fram till invånare flyttade in)

Vilket var motivet för er organisation att implementera källsorterande system?

CEIP är en investeringsgrupp som arbetar med hållbara miljölösningar och sociala projekt. Huvudsyftet med införande av källsorterande system i Schipperskaai var att bedriva decentraliserad vattenrening till en lägre energi- och ekonomisk kostnad än centraliserad hantering. Inom ZAWENT sker detta genom vakuumsystem för klosettwater och matavfall med efterföljande biogasproduktion och näringsåtervinning (struvit) medan BDT-vatten värmes till fjärrvärme för uppvärmning av hushåll. Vidare skall det reade avloppsvattnet säljas till en lokal tvålindustri för användning som processvatten vilket generar intäkter till kooperativet.

Vilken organisation drev främst arbetet kring igenförande?

Det för projektet skapade kooperativet DuCoop driver arbetet. I DuCoop är såväl boende som byggherrar och investeringsgrupp medlemmar. Intressant nog är vare sig staden eller bolaget som ansvarar för avloppsvattenhantering alltså med i projektet. Lagen angående VA-huvudmans ansvarsområde i Belgien tolkas nämligen så att spillvatten måste hanteras av motsvarande VA-huvudman medan källsorterat avlopp (klosettwater skiljt från BDT-water) får hanteras lokalt av markägaren.

Vilka har varit de främsta utmaningarna med genomförandet?

Den huvudsakliga utmaningen inför genomförandet har enligt Denis de Wilde varit de juridiska frågorna. Ansvarsfrågor rörande avfalls- och avloppshantering samt angående taxor för hantering av dessa är oklara för system där organiskt avfall och avloppsvatten hanteras lokalt och dessutom av en annan juridisk organisation än VA-huvudmannen. För att lösa dessa frågor så smidigt som möjligt för kooperativet DuCoop en nära diskussion med berörda myndigheter som dessutom bjuds in till arbetsgrupper och de studier som utförs i samband med genomförandet i Schipperskaai.

5.9.3 Erfarenheter från driftsfas (tiden efter att invånare börjat flytta in i området).

Inga frågor ställdes kring erfarenheter från driftsfasen då området Schipperskaai ej stod klart för inflyttning när intervjun genomfördes.

6 Planerings- och genomförandefrågor

Med utgångspunkt från denna rapports erfarenhetsinsamling samt litteraturreferenser har några nyckelfrågor undersökts gällande planering och genomförande av källsorterande system. Dessa frågor handlar om 1) Betydelsen av hur och var VA-frågorna kommer in i planeringen, 2) Drivkrafter för olika aktörer att införa källsorterande system och 3) Ansvarsfördelning mellan VA och avfall. Det bör noteras att detta avsnitt gäller nybyggnadsområden eller områden där avloppssystemen behöver genomgå omfattande renoveringar eller bytas ut helt och hållet, som t ex omvandlingsområden.

6.1 Planering och drivkrafter

En modell för att komma fram till ett genomförande av ett källsorterande system för de svenska exemplen har varit att mycket tidigt i planeringsprocessen ta fram en gemensam grundsyn med nyckelaktörer. I Helsingborg genomfördes ett omfattande arbete i tidigt skede med att sätta kretslopps- och miljömål för området H+. Via EVAA-projektets första steg att sätta mål och andra steg att göra en förstudie skaffade man sig en gemensam syn från NSVA, NSR, Öresundskraft och Helsingborgs stad om att man borde satsa på ett källsorterande system. På samma sätt skedde i Södertälje där miljökontoret, VA-huvudmannen Telge Nät och LRF skaffade sig en samsyn om frågorna innan man satte igång att planera för en hygieniseringsanläggning för källsorterat klosettavvatten. Även i Västerås fanns ett gemensamt synsätt i botten bland stadens aktörer när Mälarenergi påbörjade arbetet med att planera för och implementera ett källsorterande system för området Munga. I fallen Södertälje och Västerås bör också nämnas att en kretsloppspolicy var tagen som i hög grad gav stöd till planeringsarbetet mot kretsloppslösningar och därmed källsorterande system. Sammanfattningsvis kan man dra slutsatsen att ett gemensamt synsätt mellan olika nyckelaktörer är en framgångsfaktor för införandet av källsorterande system.

I de svenska fallen H+, Munga och Hölö är det framförallt kretslopp av näringsämnen som har varit drivkraften för valet av källsorterande system. I exemplen från Tyskland, Holland och Belgien har inte kretslopp av näringsämnen varit lika viktigt utan hållbarhet och cirkulär ekonomi i vid bemärkelse. I de tyska projekten DEUS 21 var det att testa ett koncept och i Jenfelder AU var det energibesparing. Vidare fanns det i både Jenfelder AU och DEUS 21 också ett syfte att utveckla decentraliserade systemlösningar, med bland annat lokal hantering av avloppsvatten. I de holländska exemplen Sneek var syftet att genom nya systemlösningar (inte nedströms) pröva nya vägar för ökad renings- och energieffektivitet samt minska vattenförbrukningen. Sammanfattningsvis kan man dra slutsatsen att kretsloppsfrågan har varit en stark drivkraft för källsorterande system i Norden, men i andra europeiska länder är det inte kretslopp av näringsämnen som har varit drivkraft.

6.2 Genomförande

För att ett genomförande skall bli av behövs fungerande lagar och regler. Gemensamt för både svenska och internationella fall är att det fanns problem med att policys och rutiner inte är anpassade till källsorterande avloppssystem. Detta kom fram såväl vid införandet av avfallskvarnar i Fullriggaren i Malmö som vid införandet av källsorterande avlopp i Jenfelder Au i Tyskland. En gemensam erfarenhet från dessa exempel är att någon eller några aktörer har tagit ett större ansvar än vad man normalt har rutiner för vid införande av dessa system.

En viktig förutsättning för källsorterande system är att det finns ett önskemål från jordbruket att använda återvunna näringsämnen som gödselmedel. Exempel på önskemål från jordbruket är att produkterna ska vara fullgödselmedel med hög näringskoncentration och kvalitetssäkrade på ett sätt som livsmedelsindustrin godkänner (Broström, 2007). I svenska exempel sker detta redan som t ex i Södertälje och planeras även i Västerås. De svenska fallen är inte oproblematiska. I Södertälje har man till exempel tvingats flytta spridningen till en annan gård än marken där hygieniseringsanläggningen är placerad på för att Arla inte godkänner hygieniserat klosettvatten på sina gårdar. I exemplet Sneek i Nederländerna fungerar utvinningsprocessen av struvit väl, men struviten används inte i jordbruket på grund av lagkrav som gör att det inte har varit möjligt. En slustats av detta är att jordbrukets krav och förväntningar på källsorterade avlopps- och avfallsprodukter finns med vid valet av källsorterande system

I nybyggnadsområden som H+ har förankring hos byggherrar visat sig vara en viktig fråga för genomförandet. En anledning till detta är att VA-bolaget och byggherrarna har olika tidshorisonter samt att det är många frågor att ta ställning till i stadsdelen, varav VA bara är en del. Det är därför väldigt viktigt att ha en bra dialog med byggherrarna och tillhandahålla information om den slutliga lösningen. Utbildningsinsatser och studiebesök är metoder som NSVA har använt sig av med framgång.

Vid införande av källsorterande system i befintlig bebyggelse i tex omvandlingsområden som Munga i Västerås är kommunikation med fastighetsägare och boende en viktig del i genomförandet av systemet. I Munga i Västerås ska 279 fastigheter anslutas till ett källsorterande klosettvatten-system. Samtliga fastighetsägare måste involveras för att införa systemet på fastigheterna och varje fastighetslokal förhållanden måste beaktas. Det är därför av största vikt att VA-huvudmannen har tid och resurser tillgängliga för att föra en dialog med varje fastighetsägare vid införandet av det källsorterande systemet.

I de studerade svenska exemplen är det VA-bolagen som driver gemensamma anläggningar. Detta är logiskt med tanke på lagen om allmänna vattentjänster men det är också en VA-huvudman som äger och driver Hölö-anläggningen i Södertälje. Anläggningen hanterar klosettvatten från enskilda avlopp, vilket alltså är en verksamhet utanför VA-verksamhetsområdet. Ett motiv till detta var kommunens kretsloppspolicy samt möjligheten att eventuellt undvika VA-utbyggnad i vissa områden utanför verksamhetsområdet. I exemplen från övriga Europa däremot ser bilden mer varierad ut. I vissa

fall, t ex Jenfelder Au finns en kommunägd aktör – Hamburg Wasser – som äger och ska driva VA-verksamheten. I Schipperskaai i Belgien har ett kollektiv – duCoop – skapats med boende, byggherrar och investerare som medlemmar. Här är inte VA-huvudmannen med i projektet över huvudtaget. Initiativ som Schipperskaai kommer kanske att nå framgång, men det skulle kräva en förändring av svensk VA-lagstiftning för att det skulle bli tillämbart i Sverige. DEUS 21 i Knittlingen i Tyskland är ett exempel på hur ett forskningsinstitut – Fraunhofer Institute for Interfacial Engineering and Biotechnology tillsammans med staden Knittlingen genomför, äger och driver en anläggning. I detta fall var det inte i samarbete med VA-huvudmannen utan med en annan del av staden. En slutsats av detta är att VA-huvudmannen eller VA-bolagen har en central roll i genomförandet men att det finns mycket goda erfarenheter av samverkan mellan aktörer att hämta från exempel i övriga Europa.

Sammanfattningsvis finns följande utmaningar för genomförandet av källsorterande system:

1. Lagar och regler är inte anpassade för införandet av källsorterande system
2. Avtal med jordbrukare om kretsloppsfrågan
3. Behov av tidig förankring med byggherrar i nybyggnadsområden
4. Kommunikation med fastighetsägare och boende vid genomförande i befintliga hus (t ex i omvandlingsområden)

6.3 Sammanställning av erfarenheter av teknik

Nedan sammanställs bedömningar av de erfarenheter som finns hittills kopplat till tekniska komponenter eller systemdelar baserat på de undersökta pilotsystemen i denna rapport samt litteraturreferenser (Tabell 6-1).

Tabell 6-1 Sammanställning av erfarenheter av teknisk funktion i olika delar av källsorterande system

Komponent/Exempel	Samlad bedömning
Insamlingssystem	
Avfallskvarnar	Långvariga och goda driftserfarenheter Utmaningar: kvarnarna kräver vanligen mycket spolvatten. Test med vattensnåla kvarnar pågår i Sneek. Knäckfrågor vid anslutning till befintligt spillvattennät: måste anslutas till välfungerande ledningssystem så att inte stopp uppstår.
Självfällssystem	Få erfarenheter av separat klosettvtattenhantering. Inga kända driftsproblem med vanlig dubbelspolande toalett (2 liter/4 liter) (Karlsson et al. 2008).
Vakuumsystem	I äldre system i byggnader är det mycket vanligare med driftsavbrott än konventionella system till följd av att man har spolat ner olämpliga saker i systemet (Kärman m fl 2003). Erfarenheter från nya anlagda system, både ett gemensamt ledningssystem och vakuum till tank är positiva med få problem med driftsavbrott.

Komponent/Exempel	Samlad bedömning
<i>Behandlings- och kretsloppssystem</i>	
Rötning	Finns ett fåtal exempel på insamling av klosettatten och matavfall. Dock stor potential. Biogasproduktionen från klosettatten och matavfall kan ökas (potentiellt så mycket som fördubblas) jämfört med konventionell behandling (Kjerstadius et al. 2012).
Våtkompostering	Svårt driftsmässigt med för utspädd produkt. Kräver organiskt kompletteringsmaterial (som inte är lätt tillgängligt eftersom det är attraktivt till biogasproduktion). Tar vara på alla näringsämnen i klosettatten men det blir stora volymer att transportera och sprida på jordbruk (Ljung et al. 2012).
Kombinerad hygienisering med våtkompostering och ureahygenisering	Stabil och väl fungerande drift vid Hölö, Södertälje. Kräver tillsats av urea men kan tillämpas på utspädda produkter. Tar vara på alla näringsämnen i klosettatten men stora volymer att transportera och sprida på jordbruk.
Struvitfällning	Inga rapporterade driftsproblem. Tekniken finns genomförd i tre pilotområden.
Näringsutvinning med membrantechnik	Har testats med positiva resultat i pilotskala i Sjöstadverket i Stockholm

6.4 Juridik och ansvarsfördelning

6.4.1 Lagar

Avloppshantering styrs av flera olika lagar där miljöbalken (MB), lagen om allmänna vattentjänster (LAV), plan- och bygglagen (PBL) kan ses som de mest centrala. Därtill kommer lagstiftningen om markåtkomst och om olika samverkansformer såsom anläggningslagen (AL), ledningsrättslagen, samt lag om förvaltning av samfälligheter (Havs- och vattenmyndigheten 2015).

Källsorterande avlopp har speciella egenskaper som särskiljer dem från andra avloppssystem och de lagmässiga förhållandena är ibland också speciella. Frågorna som denna rapport fokuserar på är om LAV och MB ger stöd för ett införande av källsorterande system.

Lagen om allmänna vattentjänster (LAV) säger att kommunen är skyldig att ordna vattenförsörjning och avlopp i ett större sammanhang om det behövs med hänsyn till skyddet för människors hälsa eller miljön. Begreppet avlopp rymmer förutom bortledande av dagvatten, dränvatten med mera ”bortledande av spillvatten” vilket medför att det med lagens hjälp inte tydligt går att styra mot källsorterande system. Det bör dock också nämnas att (enligt 10§ LAV) ”en allmän va-anläggning skall ordnas och drivas så att den uppfyller de krav som kan ställas med hänsyn till skyddet för människors hälsa och miljön och med hänsyn till intresset av en god hushållning med naturresurser”.

Dessa krav (låg miljöpåverkan, gott hälsoskydd och hushållning med naturresurser) skulle kunna motivera ett val av källsorterande system. I motiven till LAV skriver man att ”Naturligtvis bör en allmän va-anläggning drivas på ett sätt som tillgodoser en god resurshushållning”. Även om den bestämmelsen inte kan framtvinga en omprövning av befintliga kommunala va-system, så ska den tillämpas vid nyinrättande. Samma bestämmelser understryker också att LAV är teknikneutral, och att det i LAV inte uppställs några principiella hinder mot att också va-huvudmannen arbetar med mindre lokala lösningar som kan vara källsorterande eller på annat sätt resurshushållande. Detta gör det möjligt för en kommun att inrätta källsorterade system vid ny bebyggelse (HaV 2015). Ett villkor är dock att

följa LAVs riktlinjer om nödvändiga kostnader för att ordna och driva VA-anläggningen.

Är det då möjligt att förorda en källsorterande lösning med stöd av Miljöbalken? HaV diskuterar två rättsfall från Mark- och miljödomstolen i Vänersborgs tingsrätt, mål M 245-11 mål M 487-11, båda gällande urinsortering. I det ena fallet accepterade Mark- och Miljödomstolen kommunens krav på urinsortering, inte med hänsyn till resurshushållningsfrågan utan eftersom det var en bra reningsmetod för att undvika utsläpp av näringsämnen. I det andra fallet där kommunen, som hade ett väl etablerat system för återföring, förelagt om urinseparering kom mark- och miljödomstolen fram till att krav på urinseparering inte är allmänt förekommande i riket och medför också icke oväsentliga kostnadsökningar för verksamhetsutövaren. För att sådana krav ska anses rimliga bör därför krävas att de lokala förhållandena gör en sådan åtgärd särskilt påkallad. Enbart en allmän hänvisning till kretsloppsprincipen med tillhörande vägledning utgör inte tillräcklig grund för att ställa krav på urinseparering gentemot den enskilde (HaV 2015). Sammanfattningsvis så pekar dessa domslut mot att det i dagsläget inte är möjligt att kräva att ett källsorterande avloppssystem ska införas för att återföra källsorterade avloppsprodukter.

En faktor som spelar in är att tekniken inte är helt etablerad. Källsorterade avloppsfraktioner, som klosettatten och källsorterad urin, klassas enligt miljöbalken som hushållsavfall, vilket innebär att kommunen har en skyldighet att transportera bort och omhänderta det (Naturvårdsverket, 2008). Trots detta har flertalet kommuner i Sverige ännu inget hanteringssystem för källsorterade avloppsfraktioner, och det finns t.o.m. kommuner med flera hundra urinsortande hushåll som helt förlitar sig på att urinen tas om hand av den enskilde fastighetsägaren på tomten eller att denna avtalar med en lantbrukare eller entreprenör om hämtning och omhändertagande (Jönsson et al. 2013). Det är alltså av största vikt att system för omhändertagande och nyttiggörande inrättas av de källsorterade avloppsprodukterna för att källsorterande system ska kunna bli kompletta, både i tillämpning av lagar och i praktiken.

6.4.2 Ansvarsfördelning

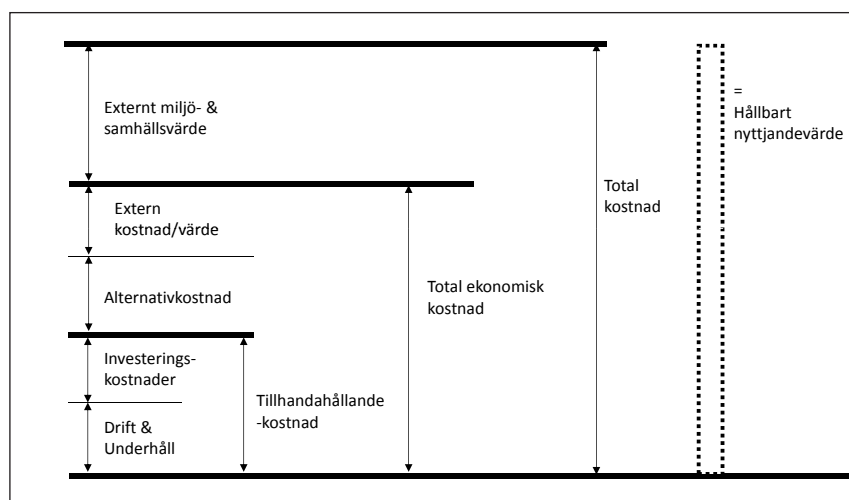
Vid införandet av källsorterande system som inkluderar matavfall kan ansvarsfördelningen mellan VA-bolag och avfallsbolag, liksom mellan VA-kollektiv och avfallskollektiv behöva tydliggöras. I planeringen av H+ i Helsingborg har detta varit ett ämne som har diskuterats kontinuerligt av NSVA och NSR under projektets gång. Juridiska aspekter gällande förbindelsepunkter, verksamhetsområde och taxor är heller inte helt klarlagda. Principlösningen innebär att Helsingborgs stad kommer att äga VA-kollektivets ledningar och kommande behandlingsanläggning. Avfallsbolaget NSR kommer att äga matavfallsledningen. Driftsansvaret för alla tre ledningsslag samt behandlingsanläggningen ligger hos NSVA som i sin tur fakturerar NSR för cirka en tredjedel eller den kostnad som rör drift och underhåll genererade från hantering av matavfall. Detta regleras i ett avtal bolagen emellan. Taxorna för de olika delströmmarna kommer att tas ut för matavfall av NSR enligt samma konstruktion som för övriga stadens

kunder. Precis samma system kommer att gälla för BDT-vatten och klosett-vatten där NSVA sätter taxan på liknande sätt inom H+ som för resten av staden. Inga särtaxor eller ekonomiska incitament har varit aktuella hitintills för detta område.

I fallet Fullriggaren gjorde VA SYD ett avsteg från normala rutiner och tog mer ansvar då de valde att stå som ägare av tankarna och ledningarna i allmän platsmark. Detta för att säkra funktionen med kompetent driftspersonal. Erfarenheterna av det privata företaget Desah i Nederländerna tyder också på att inblandade aktörer har tagit större ansvar än de normalt skulle göra. För att en genomförande av källsorterande system skulle kunna genomföras krävdes eldsjälarna hos berörda aktörer, i Desahs fall hos kommunen och ett regionalt VA-bolag.

7 Ekonomisk analys

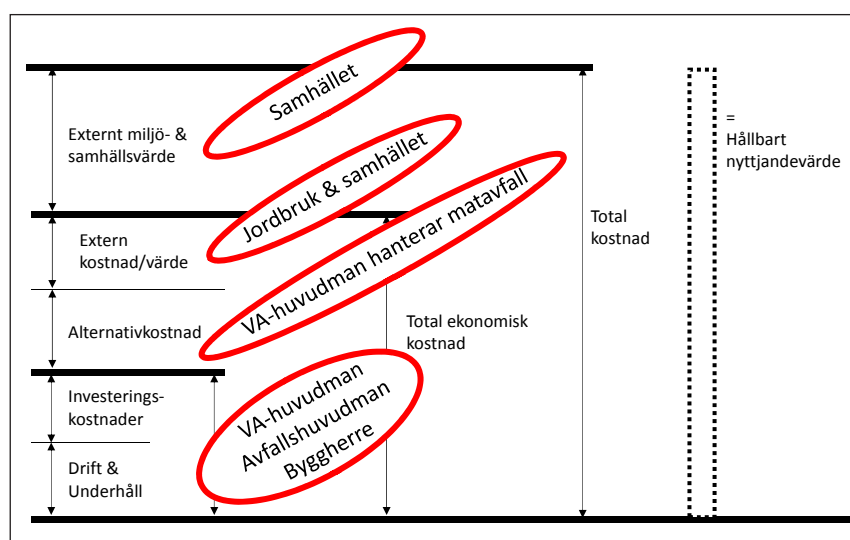
En kostnadsanalys för hantering av avlopp och matavfall är givetvis intressant att utföra för att jämföra olika system. Med en kostnadsanalys kan kvalitativa värden jämföras med uppskattade kostnader vilket hjälper beslutsfattare i valet mellan system. För avlopp och matavfall är en kostnadsanalys av bredare intresse då hantering av dessa strömmar påverkar ett flertal intressegrupper utöver VA- och avfallshuvudman. Ytterligare kostnader, eller värde, tillkommer till exempel för jordbruket i form av näringsåterförsel eller för samhället i stort i form av ekosystemtjänster och samhällsvärde. Rogers et al. (2002; 1998) gör en god jämförelse kring hur dessa kostnader fördelar sig mellan rent ekonomiska kostnader samt övriga kostnader och en återgivning baserad på deras generella principer återfinns i figur 7-1. De kostnader som troligtvis uppskattas då en organisation skall jämföra kostnaden mellan systemval är investeringskostnader och drift och underhåll. Dessa kostnader benämns tillhandahållandekostnad i Figur 7-1. Det framgår dock av figur 7-1 att det även finns övriga kostnader för systemen. En detaljerad beskrivning återfinns i Rogers et al. (1998) men i korthet beskriver dessa kostnader alternativa värden/vinster för annan hantering (alternativkostnad), extern påverkan på andra system eller på miljö- och samhällsvärden. Samtliga av dessa kostnader (en kostnad kan även vara negativ, det vill säga ett värde) ingår i ett systems totala kostnad.



Figur 7-1 Generella principer för kostnadsfördelning för hantering av avlopp och matavfall. Baserat på Rogers et al. (1998). Återgivning med tillstånd av SIDA.

Som ett illustrativt förtydligande återges i Figur 7-2 ett exempel på hur kostnadsfördelningen kan se ut för ett system som undersöks i denna studie. Här kompletteras figuren från Rogers et al. (1998) med de intressenter som har antagits relevanta för en kostnadsstudie över VA- och matavfallssystem i en hypotetisk svensk stad. Det är tydligt att tillhandahållandekostnader för infrastruktur och hantering av avlopp och matavfall tillfaller byggherrar (för

installationer i brukarnas hushåll), VA- och avfallshuvudmannen. Här finns också en alternativkostnad, det vill säga om exempelvis matavfallet hade tagits hand om VA-huvudmannen så blir detta alternativ mindre eller mer kostsamt än grundantagandet då matavfall hanteras av avfallshuvudmannen. Vidare finns externa kostnader (eller värden) då exempelvis producerat slam eller biogödsel kan användas i jordbruk eller för andra ändamål. Slutligen finns det kostnader (eller värden) för den miljö- och samhällspåverkan som ett system har på vårt samhälle och vår omgivning. Det är således viktigt att förstå att samtliga dessa kostnader tillfaller ett avlopps- eller matavfallssystem även om det kan vara svårt att skatta kostnader utöver de totala ekonomiska kostnaderna.



Figur 7-2 Kostnadsfördelning per intressent för hantering av avlopp och matavfall.

Denna studie kommer främst att hantera uppskattningar av de totala ekonomiska kostnaderna även om en begränsad uppskattning av samhällsekonomiska värde även utförs nedan. En utredning av den totala ekonomiska kostnaden kan tänkbart ha störst värde för Svenskt Vattens medlemmar då en sådan analys tar hänsyn till inte bara VA-huvudmannens kostnader utan även kostnader och värden som uppstår för närstående intressenter (bygg- herrar, avfallshuvudman och jordbruk). Att en sådan utredning sker över såväl konventionella system som källsorterande system är självfallet viktigt. Inte minst då tidigare utredningar visar på en stor spridning i uppskattning av totalkostnaden för källsorterande system (Meulman, 2015a&b; De Graaf & Van Hell, 2014; Schönfelder et al., 2013; Urban Water, 2011; Wittgren et al., 2011; Meininger, 2010; Hillenbrand, 2009; Oldenburg, 2007; Göteborgs stad, 2005; Hellström, 2005; Koetse, 2005). Det bör dock påpekas att de undersökta systemen i samtliga studier samt deras systemgränser skiljer sig något ifrån varandra varför en direkt jämförelse blir svår. En anledning till kostnadsskillnader kan utgöras av i vilken grad studierna har tagit hänsyn till befintlig infrastruktur och lokala förhållanden.

7.1 Metod för ekonomisk analys

Kostnadsuppskattningen i denna studie syftar till att jämföra olika system för hantering av matavfall och hushållsavlopp. Det senare är uppdelat i BDT-vatten (bad-, disk- och tvättvatten) och klosett-vatten (även kallat svartvatten). För att rapporten skall vara av intresse för ett flertal intressenter har ett brett spektra av kostnadsposter inkluderats; detta täcker installationer i hushåll, transport, behandling samt återförsel av näringsämnen till jordbruk och kvittblivning av slam.

Det skall tydliggöras att rapporten inte ämnar ge en exakt kostnad för att införa de system som har undersökts. Det ligger i sakens natur att en kostnadsuppskattning inte kan ge exakta resultat. För jämförelse kan följande noggrannhet av Reicherter (2001) tjäna som intressant uppskattning av skillnaderna i precision av uppskattning av den slutgiltiga kostnaden när infrastruktursystem beräknas:

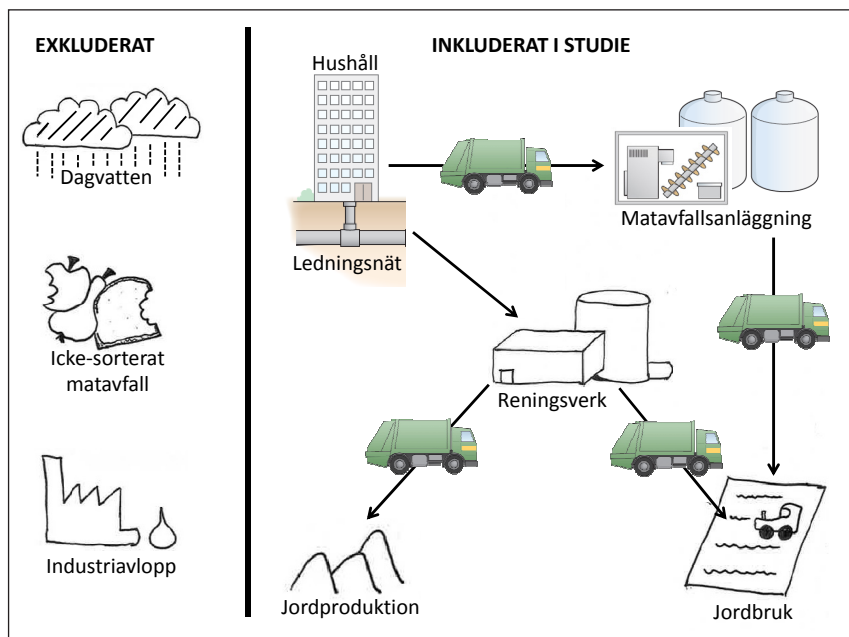
- | | |
|---|----------|
| 1. Kostnadsuppskattning: | ± 30 % |
| 2. Kostnadsberäkning: | ± 15 % |
| 3. Kostnaderna efter tilldelning av kontrakt: | ± 5–10 % |
| 4. Slutgiltiga kostnader: | ± 0 % |

Exemplet av Reichert tjänar till att belysa att syftet med den ekonomiska redovisningen är att resultaten ska användas för att ge en uppskattning om hur kostnaderna för att implementera de undersökta systemen ser ut. Vidare är syftet att undersöka hur fördelningen av kostnaderna skiftar mellan de olika intressenterna byggherre, avfallshuvudman, VA-huvudman samt jordbrukare. Då de totalkostnader som redovisats i denna rapport endast syftar till att vara en kostnadsuppskattning kan därför de faktiska totalkostnaderna för systemen om de skulle implementeras förväntas skilja sig från de som angivits i denna rapport.

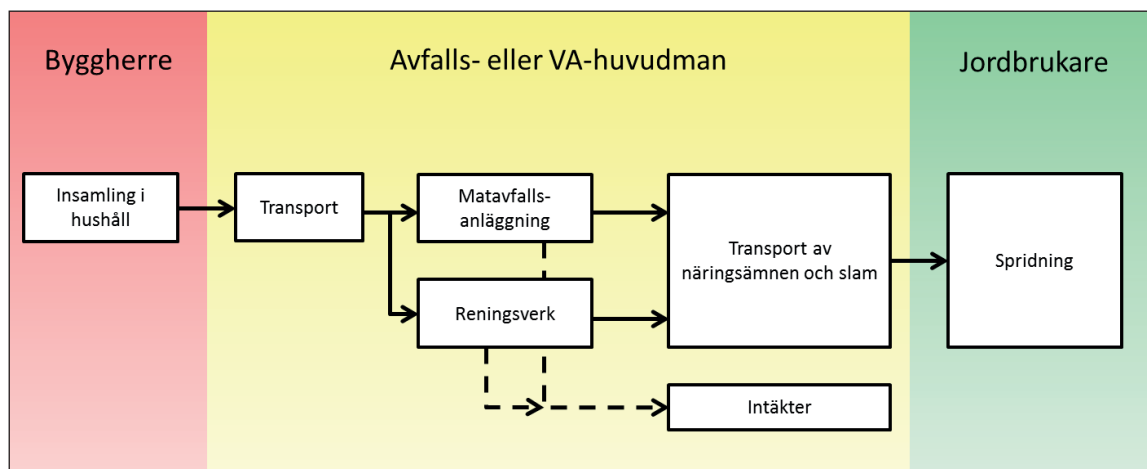
Vidare bör det förtydligas att den ekonomiska studien undersöker två nybyggnadskalkyler i urbana områden. Studien täcker således inte en undersökning av ekonomiska kostnader för omställning av ett område med helt eller delvis existerande infrastruktur. Detta baseras på två grundläggande antaganden: Det första antagandet är att källsorterande system införs gradvis i en befintlig stad för att gradvis möta ökande krav på näringsåtervinning från avlopp eller för att undvika utbyggnad av befintligt reningsverk. Det andra antagandet är att källsorterande system i urbana miljöer endast är ekonomisk försvarbart i nybyggnadsområden eller områden som står inför omfattande renovering av VA-nät. Undersökningar av kostnader för områden med existerande infrastruktur är självklart intressanta men då det bedömdes att sådana områden varierar kraftigt i avseende på renoveringsbehov och lokala förutsättningar skulle resultatet av en sådan undersökning troligtvis bli missvisande för många av Svenskt Vattens medlemmars lokala förhållanden. Således bör det understrykas att de exakta kostnaderna för att införa källsorterande system alltid kommer att bero på lokala förutsättningar och de föreslagna systemen troligtvis skulle modifieras i utformning och omfattning efter dessa lokala behov.

7.1.1 Systemgränser

En översiktlig schematisk skiss av vilka poster som inkluderats i kostnadsanalysen samt vilken intressent som antas bekosta dem framgår av figur 7-3 och 7-4.



Figur 7-3 Schematisk skiss av vilka poster som har inkluderats i studien.



Figur 7-4 Intressenter som antas bekosta respektive poster i kostnadsberäkningarna.

Inom respektive kostnadspost har systemgränser utformats för vilka komponenter som inkluderats i kostnadsberäkningarna. Data för kostnader för dessa komponenter har sedan inhämtats från litteratur, fallstudier eller branschexpertis. I de fall som det har funnits lämpligt har antaganden fått göras. En detaljerad lista över systemgränser, antaganden samt källor för ekonomiska data återfinns i appendix 1 och 2.

7.1.2 Annuitetsmetoden

Den ekonomiska kostnaden har beräknats med annuitetsmetoden. Med denna metod slås kostnader för installation och drift ut över komponentens hela livslängd. För att skatta kostnaden över hela livslängden används en annuitetsfaktor vilket ger den årliga kostnaden:

$$\text{Årlig kostnad} = \text{Investering} \cdot \text{Annuitetsfaktor} + \text{Årlig driftskostnad}$$

Annuitetsfaktorn beräknas med kalkylräntan som ger en räntesats till investeringen samt komponentens livslängd. I samhällsekonomiska studier sätts kalkylräntan ofta lägre än i företagsekonomiska studier, vidare anses det som sunt bruk att använda komponenternas tekniska livslängder istället för de ekonomiska (Naturvårdsverket, 2003). Denna studie använder båda dessa antaganden vilket ger följande metod:

- Annuitetsmetoden.
- 4 % Kalkylränta (baserat på Naturvårdsverket (2003)).
- Teknisk livslängd användes istället för ekonomisk livslängd.

Samtliga komponenter samlades i en Excel-databas. En utförligare beskrivning av den ekonomiska metoden återges i appendix 3.

7.1.3 Tidsberoende

Ekonomiska studier utförda enligt annuitetsmetoden är strikt taget inte tidsberoende då årskostnaden beräknas med hjälp av komponenternas livslängd. För enkelhets skull antas ändå tidsspannet i denna studie till 50 år, vilket motsvarar den längsta tekniska livslängden för en enskild komponent som inkluderats i datainsamlingen (i detta fallet ledningsnät). Exempel på tekniska livslängder som använts i rapporten återfinns i Tabell 7-1.

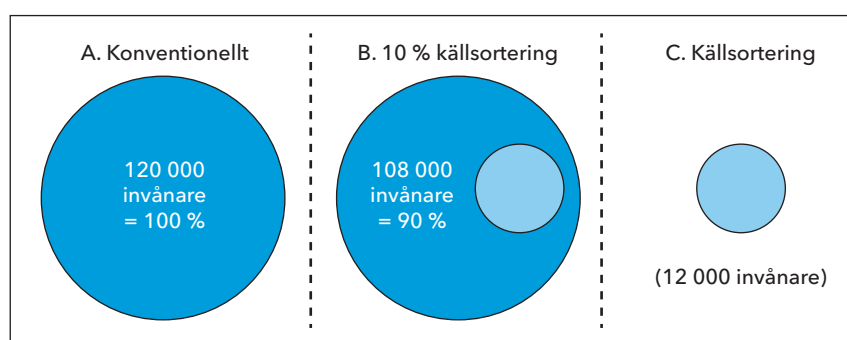
Tabell 7-1 Exempel på tekniska livslängder som använts i studien.

50 år - Markförlagda ledningar
30 år - Byggnader, ledningar i fastighet
25 år - Pumpstationer
10 år - Maskinell utrustning, El- och reglerutrustning

7.2 Systembeskrivning

Denna studie behandlar en ekonomisk studie av två hypotetiska urbana stadsmiljöer. I dessa områden har beräkningar endast utförts för hantering av matavfall, BDT-vatten och klosettwater. Inga andra avlopp eller avfall inkluderas i den ekonomiska beräkningen. Båda områdena motsvarar en stadsmiljö på 120 000 invånare. I den ena stadsmiljön (stadsmiljö A) hanteras matavfall, BDT-vatten och klosettwater med ett konventionellt system som motsvarar en vanlig infrastruktur i svenska städer i dagsläget (med utsortering av matavfall i papperspåse). I den andra stadsmiljön (stadsmiljö B) så utgörs en andel på 10 % av infrastrukturen av källsorterande system. Båda dessa stadsmiljöer presenteras grafiskt i figur 7-5. Det antas i studien att den mindre andelen av staden utgör en egen stadsdel med källsorterat avlopp och eget lokalt reningsverk. I båda stadsmiljöerna görs nybyggnadskalkyler

för alla komponenter som inkluderas i den ekonomiska beräkningen. Stadsmiljö B utgör således ett exempel på hur en omvandlingsprocess mellan olika infrastruktursystem kan se ut med en gradvis omställning av infrastrukturen i en stad i takt med att denna behöver renoveras. Att beräkna kostnaden som en nybyggnadskalkyl för hela området på 120 000 invånare gör en jämförelse mellan de båda stadsmiljöerna mer tydlig. Det praktiska valet av 120 000 invånare skall symbolisera en medelstor stad i Sverige men är även beroende på att mycket data baseras på Helsingborgs stad med upptagningsområde. För tydlighets skull presenteras i studien även kostnader enbart för den mindre stadsdel i stadsmiljö B med källsorterande system (10 % eller 12 000 invånare). Dessa separat redovisade kostnader anges som stadsmiljö C i figur 7-5 och utgör således ett fall där invånarna med källsorterande system själva får betala hela merkostnaden för dessa system, snarare än att kostnaden fördelas över stadens samtliga invånare som i stadsmiljö B.



Stadsmiljö A med 100 % konventionell hantering av matavfall, BDT-vatten och klosettwater.

Stadsmiljö B med 10 % källsorterande system för matavfall, BDT-vatten och klosettwater samt 90 % konventionell hantering.

Vidare presenteras kostnader för enbart det källsorterande området som stadsmiljö C.

Figur 7-5 De två hypotetiska stadsmiljöer med respektive 120 000 invånare som har beräknats.

7.2.1 Avfall och avlopp som har inkluderats i studien

I studien inkluderas matavfall (MA), klosettwater (KL) och BDT-vatten (BDT) från hushåll såsom de definieras av Kujawa-Roeleveld et al. (2006) och Jönsson et al. (2005). Dessa avfalls- och avloppsströmmar samlas in och behandlas i en konventionell stadsmiljö eller i en källsorterande stadsmiljö.

Oavsett stadsmiljö så genereras lika mycket matavfall, klosettwater och BDT-vatten per capita. Klosettwater och BDT-vatten antas i denna studie endast genereras i hemmet varifrån 100 % av den generade mängden samlas in. Det antas att 50 % av det generade matavfallet sorteras oavsett insamlingssystem (resterande 50 % antas slängas med övrigt avfall och ingår inte i denna studie). Observera att även om insamling av samma mängd av torrsubstans utförs i de båda stadsmiljöerna så skiljer den mängd vatten som används vid insamling och därmed koncentrationen av torrsubstans vid behandling. Faktiska mängder som genereras av MA, KL och BDT är hämtade från Jönsson et al. (2005). Massbalanser för MA, KL och BDT i infrastruktursystemen har tidigare presenterats utförligt av Kjerstadius et al. (2012) och de data som används i denna studie har publicerats av Kjerstadius et al. (2015). Nedan följer en kortare beskrivning av infrastruktursystemen, för en mer utförlig beskrivning hänvisas läsaren till Kjerstadius et al. (2012 & 2015). Det bör understrykas att de två jämförda systemen endast utgör två valda systemlösningar. Dessa är valda då de bedömdes utgöra represen-

tativa alternativ samt på grund av tillgång till pålitlig data, det senare har redovisats av Kjerstadius et al., 2015 samt Kjerstadius et al., 2016.

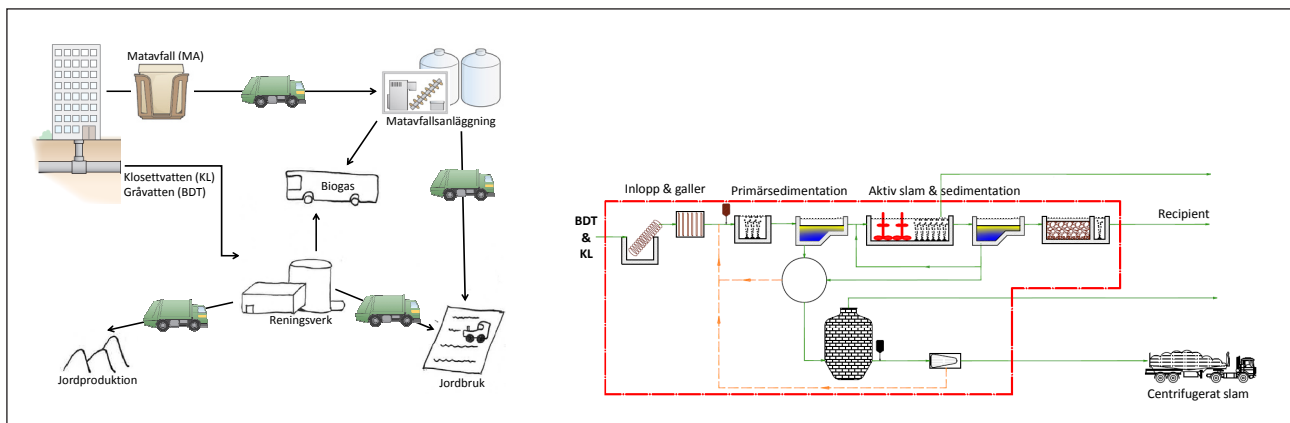
7.2.2 Kortare beskrivning av det konventionella systemet

Matavfall samlas in med papperspåsar till matavfallsbehållare belägna i soprum. Behållarna samlas in av lastbilar och matavfallet pressas vid en matavfallsanläggning med skruvpress till en slurry som därefter rötas i en biogas-anläggning. Den rötade slurryn transporteras med slamsugbil till jordbruk och används som biogödsel.

Klosett-vatten samlas in med snålspolande toaletter och transporteras tillsammans med BDT-vatten i kombinerade avlopp till avloppsreningsverket. Antal pumpstationer för detta ledningsnät är baserat på Helsingborg stad. Vid reningsverket behandlas den gemensamma strömmen med konventionell behandling (primärsedimentering, aktiv slamprocess för kväveavskiljning, rötning av primär- och sekundärslam). Rötslammet avvattnas med centrifug och transporteras sedan till jordbruk (50 %) eller till jordproduktion (50 %). En schematisk bild över det konventionella systemet samt de processer som används vid det konventionella reningsverket återges i figur 7-6. En tabell över de komponenter som kostnadsberäknats återfinns i tabell 7-2.

Tabell 7-2 Komponenter som inkluderats i kostnadsberäkning för det konventionella systemet. Utförligare beskrivning återfinns i appendix 1 och 2.

Byggherre	Ledningsnät i fastighet Insamlingssystem för matavfall i papperspåse. WC
Avfalls-huvudman	Insamling i sopbil. Förbehandling med skruvpress. Rötning vid matavfallsanläggning. Lagring av biogödsel. Transport av biogödsel till jordbruk.
VA-huvudman	Ledningsnät (gravitationsledning) LTA-pumpar Konventionellt reningsverk Inkluderar byggnader, el- och värmeförbrukning samt kemikalier. Lagring av slam. Transport av slam från lager till jordbruk (50 %). Transport av slam från reningsverk till jordproduktion (50 %). Transport av slam till jordbruk och jordtillverkning.
Jordbruk	Spridning av slam och rötrest
Intäkter	Försäljning av råbiogas Värde av fosfor och kväve i fraktioner återförda till jordbruksmark.



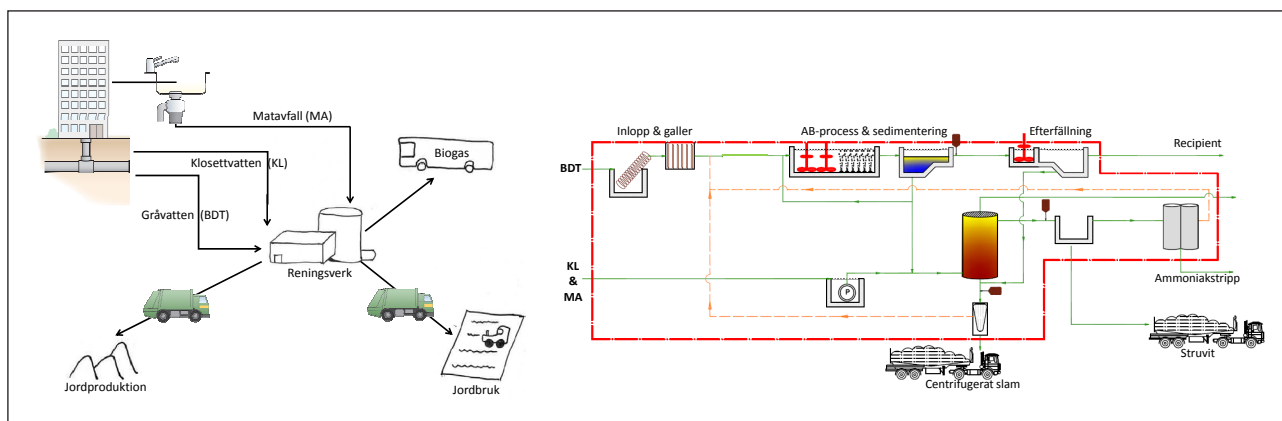
Figur 7-6 Schematisk översiktsbild över ett konventionellt system (vänster) samt de processer som inkluderats vid reningsverket (höger).

7.2.3 Kortare beskrivning av det källsorterande systemet

Det källsorterande systemet som antagits baseras på de existerande internationella pilotområden med källsorterande system som redovisas i denna studie. Konceptet bygger på koncentring av organiskt material och näringsämnen för att underlätta behandling och minska antal transporter från stad till jordbruk. Det källsorterande systemet bygger på att insamling och transport av matavfall, klosett-vatten och BDT-vatten sker i tre separata ledningsnät. De separerade strömmarna leds till ett mindre reningsverk för 12 000 personer där de hanteras separat från stadens övriga avlopp och matavfall.

Klosett-vatten (KL) samlas med hjälp av en vakuumtoalett och leds till pumpstation varpå det leds i ett lågtrycksnät (LTA-system) till reningsverket. Matavfall (MA) samlas in med hjälp av en köksavfallsquarn i diskhon och leds med självfall till pumpstation varpå det leds i ett lågtrycksnät (LTA-system) till reningsverket. BDT-vatten (BDT) samlas in med självfall och leds med självfallsledning till reningsverket (ett antal pumpstationer är dock inkluderade baserat på Helsingborgs stad).

Vid reningsverket behandlas BDT-vattnet i en högbelastad aktivslam-process (AB-process) varpå slammet leds direkt tillsammans med MA och KL till en slamseparerande biogasreaktor som har en separat utgående slamfas och en separat effluent för renat vatten. Utgående vatten från biogasreaktorn leds genom en struvitfällningsprocess och en ammoniakstripper för återvinning av fosfor respektive kväve. Utgående vatten från den högbelastade aktivslam-processen genomgår efterfällning för att möta utsläppskrav. En detaljerad beskrivning av systemet återfinns i Kjerstadius et al. (2015). En schematisk bild över det källsorterande systemet samt de processer som används vid det separata reningsverket för 12 000 personer återges i figur 7-7. En tabell över de komponenter som kostnadsberäknats återfinns i tabell 7-3.



Figur 7-7 Schematisk översigtsbild över ett källsorterande system (vänster) samt de processer som inkluderats vid reningsverket (höger).

Tabell 7-3 Komponenter som inkluderats i kostnadsberäkning för det källsorterande systemet Utförligare beskrivning återfinns i appendix 1 och 2.

Byggherre	Ledningsnät i fastighet -Vakuumledningar för klosettavatten, självfallsledning för MA och BDT Köksavfallskvarn Vakuumtoalett
Avfalls-huvudman	Inget
VA-huvudman	Ledningsnät (triplikat-ledningsnät för KL, MA respektive BDT) Vakuumpumpar LTA-pumpar Lokalt reningsverk (processer i figur 7-7). Inkluderar byggnader, el- och värmeförbrukning samt kemikalier. Kostnader för ammoniakstripp och struvitfällning redovisas separat. Lagring av slam Transport av slam från reningsverk till jordproduktion (50 %) Transport av slam (50 %), struvit och ammonium till jordbruk
Jordbruk	Spridning av slam, ammoniakstripp och struvit
Intäkter	Försäljning av råbiogas Värde av fosfor och kväve i fraktioner återförda till jordbruksmark

7.2.4 Känslighetsanalys av det källsorterande systemet

Det källsorterande system som presenteras ovan är baserat på de internationella pilotområden som har studerats i denna studie. Konceptet för återförsel av näringsämnen från avlopp bygger på en koncentration av näringsämnen (struvitfällning och ammoniakstripp) för att minska mängden transporter från stad till jordbruk.

Dock ges det i denna studie även exempel på källsorterande system där hela våtfraktionen med näringsämnen återförs till jordbruk (Munga i Västerås). Där lagras hela våtfraktionen i bassänger med urea-tillsats för hygienisering. En sådan variant av källsorterande system är förstås även möjlig i urban miljö. Detta system skulle minska mängden ledningsnät (då klosettavatten skulle samlas in i hushållsnära tankar) men öka andelen transporter som lämnar staden. För att undersöka om kostnaden för ett sådant system drastiskt skulle skilja sig mot ett källsorterande system med koncentration

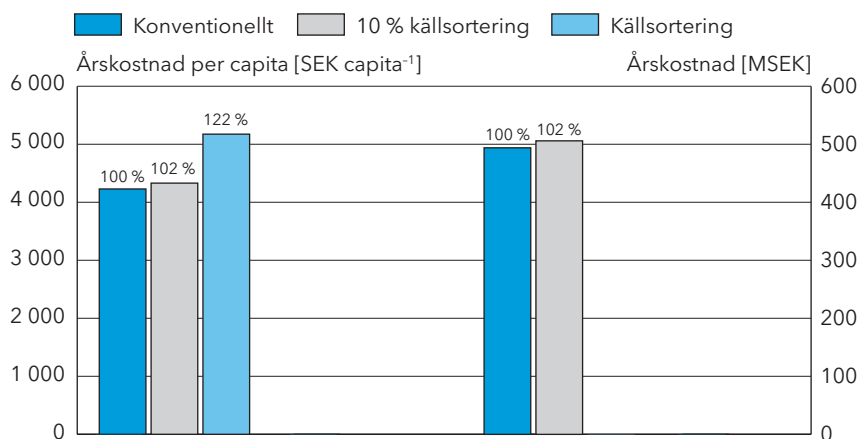
av näringsämnen så utfördes en känslighetsanalys. Således redovisas en kostnadsberäkning för ett urea-hygieniseringsscenario i appendix 5. Detta är en variant av det källsorterande systemet där klosettvattnet samlas in med tankbil och transporteras till jordbruk för hygienisering med tillsats av urea och spridning på åkermark.

7.3 Resultat

Resultaten för den ekonomiska analysen kan presenteras på en rad sätt. Det är intressant att se på den totala kostnaden för samhället, men även att se på kostnader uppdelat per intressent samt på de intäkter som kan genereras. Dessa tre resultat kommer att i tur och ordning behandlas nedan. Resultat kommer att ges för de båda stadsmiljöerna *Konventionellt* respektive *10 % Källsorterande*. Vidare kommer även resultat enbart för det mindre området med *Källsorterande* system (12 000 invånare) att presenteras. Det skall därför poängteras att kostnader per capita slås ut över 120 000 personer för stadsmiljö *Konventionellt* och stadsmiljö *10 % Källsorterande* medan kostnaderna per capita för stadsmiljö *Källsorterande* enbart har slagits ut över 12 000 invånare. På så vis ges resultat för de fall när den totala kostnaden slås ut över samtliga stadens invånare respektive det fall när invånare i området med källsorterande system skall betala dessa system helt själva. Eventuella skalfördelar är därför med i kostnadsanalysen.

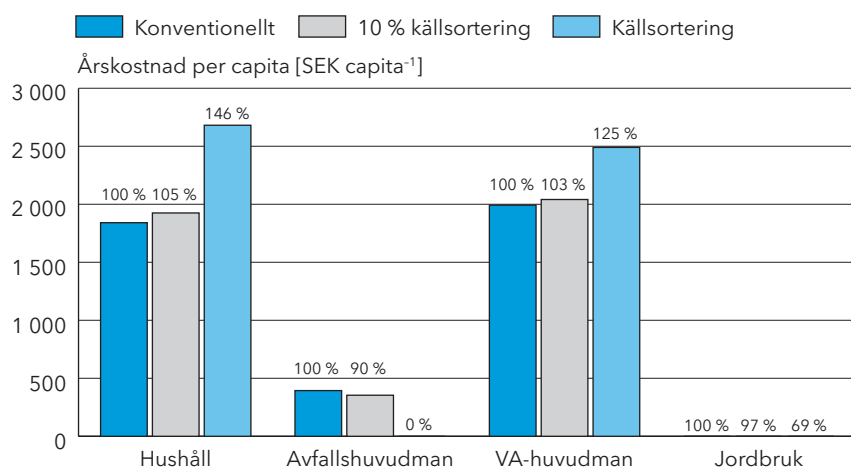
Initialt bör man se på den totala kostnaden för samhället. Detta framgår av figur 7-8 i vilken den totala årskostnaden för investering, drift och underhåll av samtlig infrastruktur presenteras. Till vänster i figuren är kostnaden per capita, dvs per invånare, medan den faktiska kostnaden presenteras till höger i figuren. Det framgår att införandet av källsorterande system i en stadsmiljö ökar kostnaderna jämfört med ett konventionellt system. Mer specifikt så ökar de totala kostnaderna med 2 % för *stadsmiljö 10 % Källsorterade* respektive 22 % om kostnaderna enbart slås ut över de boende i det mindre området med *Källsorterande* system. Anledningen till att den faktiska kostnaden för ett mindre område med enbart *Källsorterande* system (höger axel i Figur 7-8) är så låg beror på att detta område endast utgörs av 12 000 invånare, vilket framgår av Figur 7-5.

Vad är det då som orsakar den kostnadsökning för *Källsorterande* system som framgår i figur 7-8? För att förstå var skillnaden i kostnad mellan systemen ligger är det intressant att studera årskostnaden uppdelad per intressent, vilket presenteras i figur 7-9. Ur denna figur framgår att huvudkostnaderna för den infrastruktur som inkluderats i studien bekostas av byggherre och VA-huvudman. För dessa båda intressenter ökar även årskostnaden i en stadsmiljö med *10 % källsortering*. Ökningen för VA-huvudmannen är marginell på 3 % om den slås ut över 120 000 personer respektive 25 % om den endast slås ut över de 12 000 personer som har *Källsorterande* system. En sådan kostnadsökning är dock liten i förhållande till den totala kostnaden och kostnadsökningen för byggherre. Det framgår av figur 7-9 att kostnaderna för byggherre (hushåll i figuren) ökar med 46 % om *Källsorterande* system skall byggas i fastigheterna. Denna kostnadsökning utgör också ensam nästan hela den ökade kostnaden för det *Källsorterande* syste-

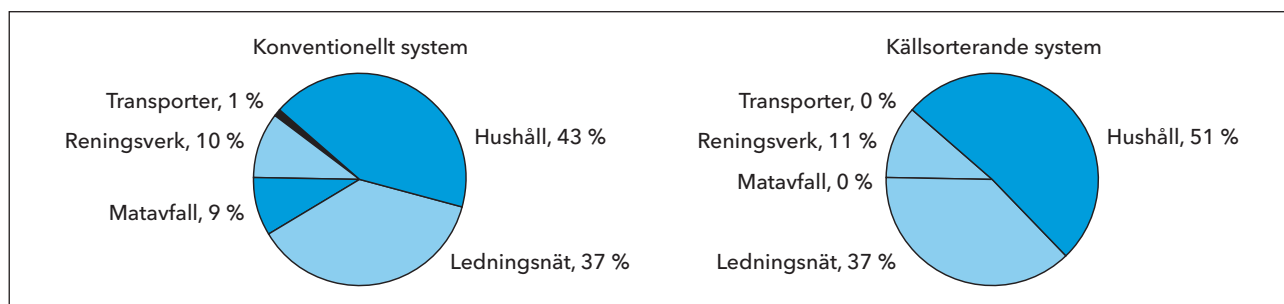


Figur 7-8 Årskostnad för systemen per capita (vänster) eller total kostnad (höger). Kostnader är framräknade per 120 000 personer (Konventionellt system och 10 % källsorterande system) respektive för 12 000 personer (Källsorterande system).

met. Det visar sig nämligen att de sammanlagda kostnaderna för avfallshuvudman och VA-huvudman endast ökar med 4 % om *Källsorterande* system införs jämfört med dagens *Konventionella* system (tabell 7-4). Vidare sker detta då kostnader per capita för 120 000 invånare (*Konventionellt* system) jämförs med en per capita kostnad för 12 000 invånare (*Källsorterande* system). Således går brytpunkten då källsorterande system blir ekonomiskt lönsamma för avfalls- och VA-huvudman redan runt 12 000 personer även om de jämförs med skalfördelarna för konventionella system med 120 000 invånare. Att det *Källsorterande* systemet blir lönsamt redan vid 12 000 personer beror främst på att matavfall sambehandlas med avlopp vilket de facto innebär att avfallshuvudmannens kostnader för matavfallshantering försvinner. Detta framgår av tabell 7-4 där kostnaderna för avfallshuvudman och VA-huvudman har sammanställts. Det bör påminnas om att kostnaderna för matavfall i denna studie har beräknats som en allokerad del av en större matavfallsanläggning. Således beräknas alltså avfallshuvudmannen fortfarande hantera övriga organiska avfall för biogasproduktion vilket också är fallet i exempelvis Helsingborg där endast ungefär en tredjedel av det tillförda substratet till matavfallsanläggningen är matavfall från hushåll. Kostnadsminskningen för matavfallshantering med det *Källsorterande* systemet avspeglar således endast minskade kostnader för insamling av matavfall och den del av matavfallsanläggningen som användes för matavfallshantering från 12 000 personer. Avslutningsvis kan nämnas att kostnaderna för spridning vid jordbruk minskar med källsorterande system, detta då näringsfraktionerna innehåller mindre vatten (biogödsel från en matavfallsanläggning har ca 4 % TS, NSR, 2011) vilket medför färre transporter. Transporterna av avvattnat avloppsslam är dock av liknande storleksordning i båda systemen. Dock utgör jordbrukets kostnader endast en minimal del av den totala kostnaden för systemen.



Figur 7-9 Total årskostnad fördelad per intressent för stadsmiljö A (konventionellt) respektive stadsmiljö B (10 % Källsortering) och för enbart invånarna i den mindre stadsdel med källsorterande system (Källsortering).



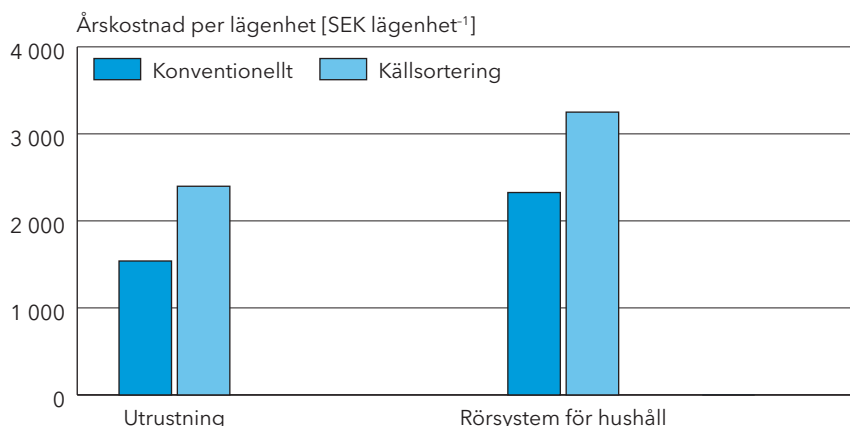
Figur 7-10 Procentuell fördelning av total årskostnad överutvalda poster för konventionellt system (vänster) respektive källsorterande system (höger).

Tabell 7-4 Årskostnad för avfallshuvudman och VA-huvudman i med konventionellt system, 10 % källsorterande samt Källsorterande system. Årskostnad i [SEK capita⁻¹].

	Avfallshuvudman	VA-huvudman	SUMMA
Konventionellt	390	1 990	2 380
10 % Källsorterande	350	2 040	2 390
Källsorterande	0	2 490	2 490

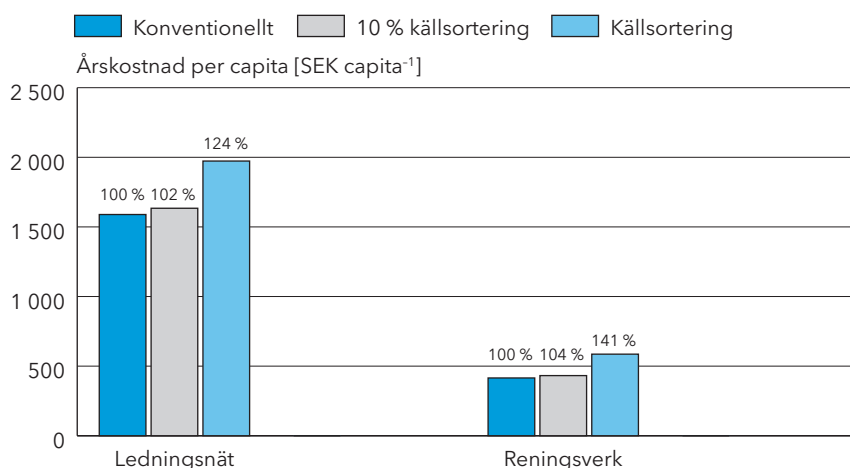
Ser man på fördelningen av kostnader på olika aktörer (Figur 7-10) finner vi att byggherrens kostnader är de högsta tillsammans med kostnaderna för VA-huvudmannen. Det mest kostnadskrävande är ledningsnätet inom fastighet följt av utrustning i form av toaletter och matavfallsenhet (påse eller avfallskvarn). Skillnaden i kostnad mellan konventionellt och källsorterande system är också störst för byggherren. Det källsorterande systemet har betydligt högre (146 %) byggherrekostnader än det konventionella systemet. Detta beror på 1) ledningsnätet i det källsorterande systemet inom fastighet har tre parallella ledningar medan det konventionella bara har en ledning 2) "hushållsmaskiner" dvs utrustning i form av avfallskvarn och vakuumtoalett har högre investeringskostnad än det konventionella systemets standardtoalett och insamlingspåsar för matavfall (figur 7-11). Detta

gör att kostnaden på hushållssidan är den största andelen i båda systemalternativen, 43 % av totalkostnaden för konventionellt system och 51 % av totalkostnaden i källsorterande system.



Figur 7-11 Årskostnadens fördelning på utrustning (toalett och avfallskvarn) och rörsystem inom fastighet

Ser man på detaljnivå för VA-huvudman (figur 7-12, 7-13 och 7-14) så framgår det av figur 7-12 att merparten av kostnaderna utgörs av ledningsnät, både för den *Konventionella* stadsmiljön och för stadsmiljön med *Källsorterande* system. Kostnaderna för ledningsnät är också VA-huvudmannens största utgiftspost och avsevärt större än kostnaderna för ett avloppsreningsverk. Om *Källsorterande* system skulle byggas istället för *Konventionella* så skulle årskostnaden för VA-huvudmannen öka med 25 % vilket motsvarar en ökning från ca 2 000 SEK capita⁻¹ till 2 500 SEK capita⁻¹ (Tabell 7-4). Den ökade kostnaden för VA-huvudman består således av 600 SEK capita⁻¹ varav 2/3 utgörs av ökade kostnader för ledningsnät och 1/3 av ökade kostnader för ett lokalt reningsverk.

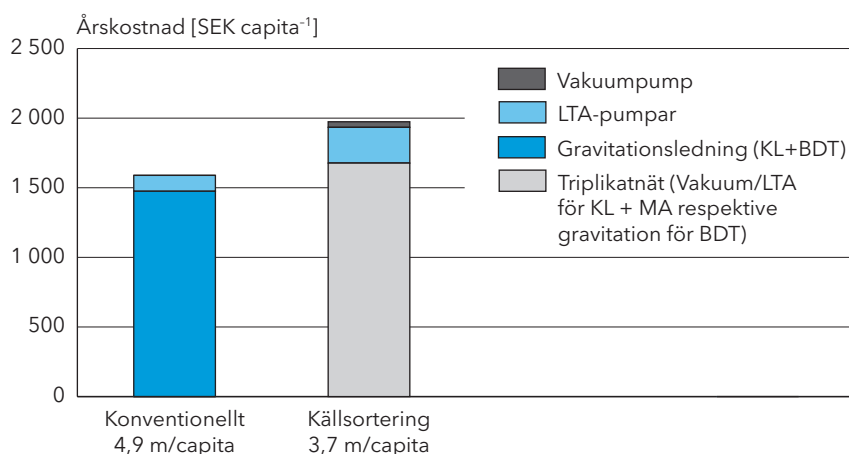


Figur 7-12 Årskostnader för VA-huvudman fördelad över ledningsnät och reningsverk för stadsmiljö A (konventionellt) respektive stadsmiljö B (10 % Källsortering). Notera att kostnaden för stadsmiljö A täcker ett större reningsverk för 120 000 pe medan kostnaden för stadsmiljö B täcker ett reningsverk för 108 000 pe samt ett mindre reningsverk för 12 000 pe.

Kostnaderna för ledningsnät utgör även en stor del av de totala kostnaderna oavsett systemen. Av figur 7-10 framgår det att ledningsnät utgör omkring 37 % av totalkostnaden för båda systemen. Detta stämmer överens med en kostnadsberäkning av Meininger (2010) som fann att kostnaden för ledningsnät utgör 30–37 % av de totala kostnaderna för ett system som liknade det konventionella system som har studerats i denna studie. I absoluta tal ökar dock kostnaden för ledningsnät med det *Källsorterande* systemet. Resultaten i figur 7-13 visar att kostnaden för ledningsnät ökar med 24 % jämfört med kostnaderna i det *Konventionella* systemet. Att kostnaden endast ökar med 24 % när triplikata ledningar (separata rör för KL-vatten, BDT-vatten och matavfall) läggs istället för en ledning (*Konventionella* systemet) beror på två orsaker. En av orsakerna är att ledningsnätslängden antas bli något kortare då det *Källsorterande* systemet har ett lokalt reningsverk. Detta resonemang baseras på omvärldsanalysen där lokala reningsverk har kortare eller till och med mycket kortare ledningsnät än vad som har antagits i denna studie (ledningsnätslängden behandlas i mer detalj nedan). Den andra orsaken är att kostnaden för att samförlägga två mindre ledningar (KL-vatten och matavfall) med en större ledning (BDT-vatten) inte ökar kostnaderna dramatiskt jämfört med att lägga en stor ledning för det gemensamma hushållsavloppet (i studien har det antagits 8 500 SEK m⁻¹ respektive 6 000 SEK m⁻¹).

Kostnaden för VA-huvudmannen hade dock ökat ännu mer om ledningsnätslängden hade varit lika lång för de båda stadsdelarna. I denna studie har det dock antagits att ledningsnätslängden till reningsverket är kortare för en stadsdel med *Källsorterande* system. Detta antagande baserades på den omvärldsanalys som har gjorts i denna studie där samtliga pilotområden har ett lokalt reningsverk. Vidare kan man resonera så att en av poängerna med källsorterande system och en gradvis övergång mellan dagens teknik och framtida VA-system är just möjligheten att decentralisera vissa delar av ledningsnätet, något som diskuteras framförallt i området Jenfelder Au då staden Hamburg har haft stora problem med ett centraliserat ledningsnät där flödet i ytterområdena är lågt pga minskad vattenkonsumtion (Hamburg Wasser, 2014). Om området med källsorterande system hade haft samma längd på ledningsnätet som den övriga staden (4,9 m capita⁻¹) så hade årskostnaden för ledningsnät ökat med över 50 % och landat på över 2 400 SEK capita⁻¹.

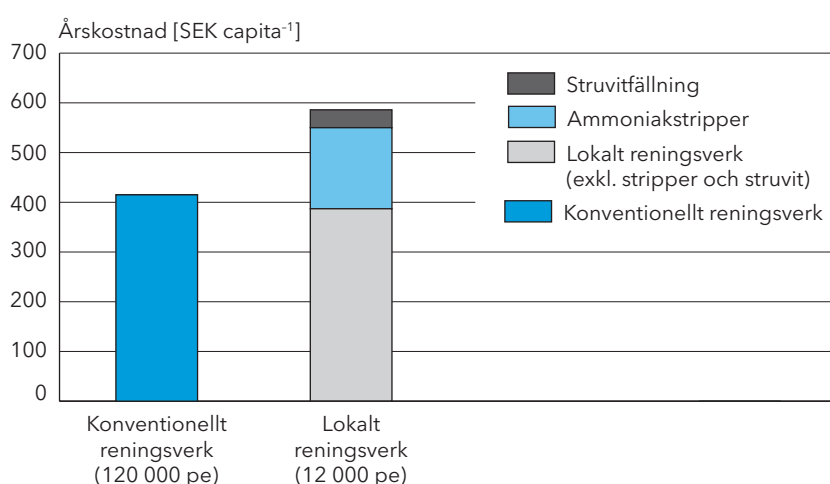
Då ledningsnät utgör en väldigt stor del av systemens totala kostnader kan det här tjäna att påminna läsaren om att syftet med den ekonomiska studien är att jämföra två system för att undersöka hur kostnaderna skiljer sig mellan systemen och olika intressenter. I de hypotetiska områden som jämförts i denna studie antas att ingen existerande infrastruktur finns. Det bör således understrykas att resultaten i denna studie således inte kan användas för renoveringsområden med existerande ledningsnät. Studiens syfte är inte att ge läsaren en uppskattning om en kostnad för att implementera olika system i ett område med helt eller delvis existerande infrastruktur. Om existerande infrastruktur, till exempel ledningsnät och avloppsreningsverk, finns i ett område kommer den initiala kostnaden för att välja det konventionella systemet självklart att vara lägre än vad som har redovisats i denna rapport.



Figur 7-13 Årskostnader för ledningsnät fördelat per capita för stadsmiljö A med konventionellt system (fördelat över 120 000 invånare) respektive för de 10 % i stadsmiljö B med källsorterande system (fördelat över 12 000 invånare). Notera skillnaden i längd på ledningsnät.

Oavsett system utgör avloppsreningsverk endast en mindre del av kostnaden för VA-huvudman, vilket framgår av figur 7-12. Det bör förtydligas att det mindre området med 12 000 invånare har ett eget lokalt reningsverk medan det *Konventionella* systemet har ett större reningsverk för 120 000 personer. Det framgår även av figur 7-14 att kostnaden per capita för det decentraliserade reningsverket är 41 % högre än för det *Konventionella* reningsverket. Detta motsvarar att årskostnaden ökar kraftigt från ca 400 SEK capita⁻¹ till nästan 600 SEK capita⁻¹ med ett lokalt reningsverk för *Källsorterande* system. Dessa kostnader är också 15–40 % lägre än de som presenterades för ett separat reningsverk för omkring 15 000 personer i Hammarby sjöstad av Hellström (2005). Det bör dock påpekas att vare sig de undersökta systemen eller systemgränserna för Hammarby sjöstad var samma som för denna studie. Angående kostnader för mindre reningsverk bör en rad förtydliganden göras. Först bör det anges att kostnaderna för ett mindre reningsverk med avancerad reningsteknik är kraftigt skalberoende. I denna studie räknas med ett separat reningsverk för 12 000 personer. Om man istället räknat med 1 200 personer (vilket alltså skulle utgöra endast 1 % av invånarna i en av de hypotetiska stadsmiljöer som använts i denna studie) så skulle kostnaden öka ytterligare till nästan 70 % per capita som är ansluten till det lokala reningsverket. Att införa mindre områden med egna reningsverk och separat taxa är således mycket kostsamt för invånarna i ett sådant område. Dessa skallberoenden gäller även omvänt, och framförallt för avancerade tekniker som ammoniakstrippning vars kostnad per capita sjunker betydligt ju fler invånare som kopplas till reningsverket. Detta stöds även av den kostnadsstudie för områden med 1,7 miljoner invånare som utfördes av Meininger (2010) där ett reningsverk med ammoniakstripper och struvitfällning blev mindre kostsamt än ett konventionellt alternativ på grund av kostnaderna för ett aktivt-slam system vid det konventionella reningsverket. Vidare är ett rimligt antagande att kostnaderna för ett reningsverk med ammoniakstripper minskar kraftigt ju större skalan blir. En kostnadsjämförelse för ammoniakstripper mellan VEAS i Oslo och de data som använts i denna studie visar

också att kostnaden för denna teknik sjunker kraftigt när skalan ökar (en ökning från 12 000 personer till kapacitet för 75 000 personer minskar kostnaderna per capita till en fjärdedel) (Thelin, 2015; Sagberg & Berg, 2000). Att den ökade kostnaden för ett separat reningsverk för 12 000 till stor del utgörs av en ammoniakstripper framgår också av figur 7-14. Slutligen gör det sig väldigt lämpligt att påpeka att små separata områden med källsorterande system oftast inte motiveras främst av sänkta ekonomiska kostnader. Sådana omställningsområden är då de byggs pilotprojekt med syfte att testa ny teknik och driftssystem för potentiellt minskade VA-kostnader eller ökad hushållning med energi, näringsämnen och vatten vilket framgår tydligt av de internationella erfarenheterna som återges i denna rapport.



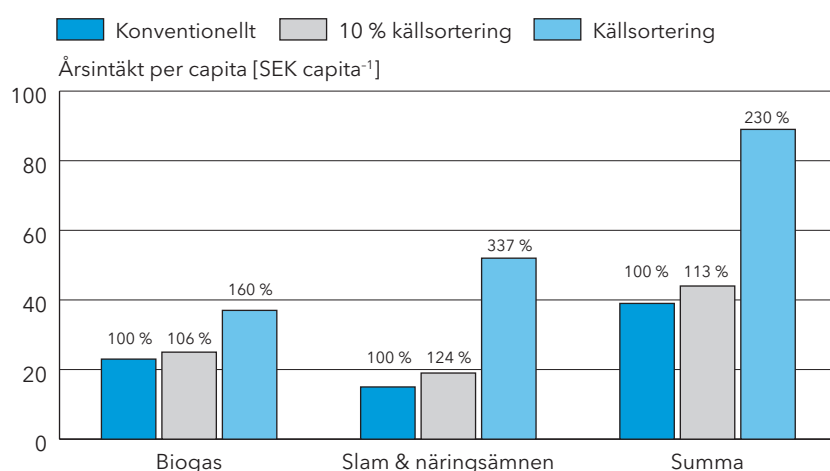
Figur 7-14 Årskostnader för reningsverk fördelat per capita för stadsmiljö A med konventionellt system (fördelat över 120 000 invånare) respektive för de 10 % i stadsmiljö B med källsorterande system (fördelat över 12 000 invånare).

För att konkludera diskussionen om ökade kostnader för VA-huvudman så visades i figur 7-9 att dessa ökar med omkring 25 % med *Källsorterande* system. Merparten av kostnadsökningen består av ökade kostnader för ledningsnät. En lokal VA-taxa för ett mindre område med *Källsorterande* system för 12 000 invånare blir alltså betydligt högre per capita än för en större stad med 120 000 invånare. Då årskostnaderna för ett lokalt reningsverk och triplikat ledningsnät summeras så blir summan av dessa ca 2 500 SEK capita⁻¹. Detta är en ökning på 18 % jämfört med per capita kostnaden på ca 2 000 SEK capita⁻¹ för 120 000 invånare med konventionellt ledningsnät och reningsverk. Dessa merkostnader (500 SEK capita⁻¹) ligger dock lägre än de som presenterades för Hammarby sjöstad av Hellström (2005) som visade på en merkostnad på ca 1 000 SEK capita⁻¹ för olika källsorterande system. Det bör dock understrykas att undersökta system och systemgränser inte var samma som för denna studie.

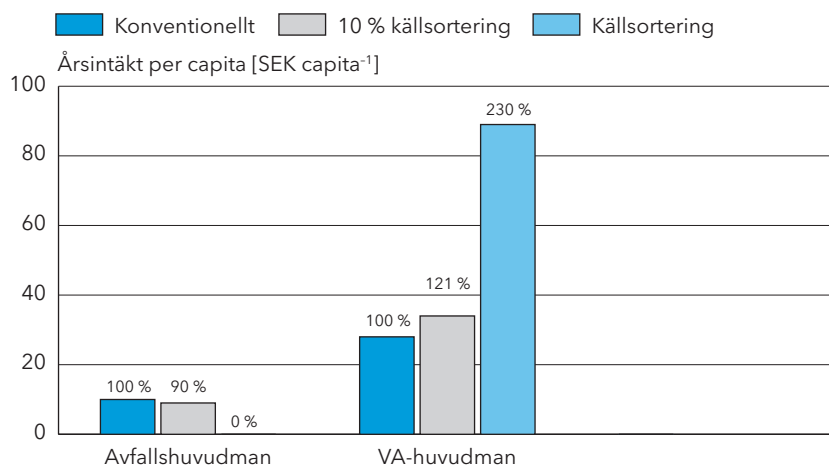
7.3.1 Intäkter från systemen

De infrastruktursystem som presenteras ovan genererar även intäkter, i form av biogas men även som värdet av det fosfor och kväve som kan återföras

från reningsverk och matavfallsanläggning till jordbruk. I denna studie har värdet av biogas beräknats för rågasförsäljning. Hade värdet för uppgraderad biogas använts hade intäkterna från biogas mer än fördubblats, dock hade detta krävt att kostnader för en gasuppgraderingsanläggning skulle behövt räknas in i studien. Värdet av biogödsel, slam & fraktioner med återvunna näringsämnen som struvit och ammoniakstripp har beräknats med samma metod som användes av Jönsson et al. (2013). Detta innebär att innehållet av fosfor och kväve i samtliga fraktioner som återförs till jordbruksmark beräknas vara värt samma summa som motsvarande mängd fosfor och kväve i mineralgödsel hade kostat. Resultaten för intäktsberäkning presenteras i figur 7-15 och det framgår av denna att intäkterna ökar med 10 % Källsorterande system och det rent källsorterade systemet. Detta beror främst på värdet av det återvunna kvävet från ammoniakstrippern vid det lokala reningsverket. Införandet av ammoniakstripper ökar drastiskt mängden kväve som kan återföras till jordbruk. Även biogasproduktionen ökar med Källsorterande system, något som framgår av massbalanserna över dessa system som publicerades av Kjerstadius et al. (2015). Fördelningen av intäkter mellan intressenter skiljer sig även mellan systemen vilket framgår av figur 7-16. Detta sker då matavfall hanteras av VA-huvudman med källsorterande system varför intäkter för biogasproduktion från matavfall och värde av näringsämnen i matavfall har räknats till VA-huvudman. Slutligen bör det påpekas att intäkterna oavsett stadsmiljöerna endast utgör en väldigt liten summa jämfört med de totala kostnaderna för stadsmiljöerna som presenterades i figur 7-5 ovan. För de båda stadsmiljöerna utgör intäkterna endast ca 1 % av den totala årskostnaden. Resultaten stämmer bra överens med beräkningarna av Meinzinger (2010) som visade att även om intäkterna ökade kraftigt med källsorterande system så utgjorde intäkterna endast 2,5 % av de totala årskostnaderna för systemet.



Figur 7-15 Intäkter från de båda systemen fördelat på rågasförsäljning av biogas respektive värdet av näringsämnen i slam & näringsämnen som återförs till jordbruk. I studien har det antagits att 100 % av biogödsel från matavfallsanläggningar, struvit och ammoniakstripp återförs till jordbruksmark medan endast 50 % av rötslammet från reningsverk återförs till jordbruksmark.



Figur 7-16 Intäkter från de båda systemen fördelat på Avfallshuvudman respektive VA-huvudman.

7.4 Samhällsekonomisk analys

Utöver den direkta tjänsten att ta hand om avfall och avloppsvatten har de infrastruktursystem som beskrivs i denna studie en påverkan på klimat och miljö. Negativa konsekvenser av dessa system eller positiva samhälls- och miljötjänster som följer av dem brukar ofta vara svåra att värdera mot kostnaderna i en ekonomisk analys. Detta återspeglas också i att även om en rad undersökningar har påpekat den miljömässiga nyttan med källsorterande system så har de flesta av dessa studier kvalitativt uppskattat denna nytta snarare än kvantitativt eller ekonomiskt uppskatta den (Kjerstadius et al., 2012; STOWA, 2014; Wittgren et al., 2011; Öhrn Sagrelus, 2015). Orsaken är troligtvis den stora osäkerhet som råder kring att uppskatta den ekonomiska kostnaden av miljöpåverkan och som en följd därav är det få parametrar som går att skatta ekonomiskt i dagsläget (Balkema et al., 2002). Denna studie är inget undantag och tillför ingen ny indata för att kvantitativt skatta miljöpåverkan, men en kvantitativ ekonomisk analys av de parametrar som det har gått att finna indata för har ändå utförts. Det bör påpekas att denna analys är långt ifrån komplett när det gäller att skatta den ekonomiska effekten av miljöpåverkan från de infrastruktursystem som beskrivits i denna rapport, det var helt enkelt för få parametrar där det finns studier som medför att dessa går att skatta ekonomiskt när denna studie utfördes. Problematiken med att samhällsekonomisk analys ännu lider av inkompleta data har tydliggjorts av Öhrn Sagrelus (2015) samt av Meinzinger (2010) som utfört liknande analyser. Livscykelanalyser (LCA) som utförts över liknande system pekar dock på en lägre negativ miljöpåverkan för källsorterande system jämfört med konventionella system (Witteveen Bos, 2014; Remy, 2010; Spångberg et al., 2014).

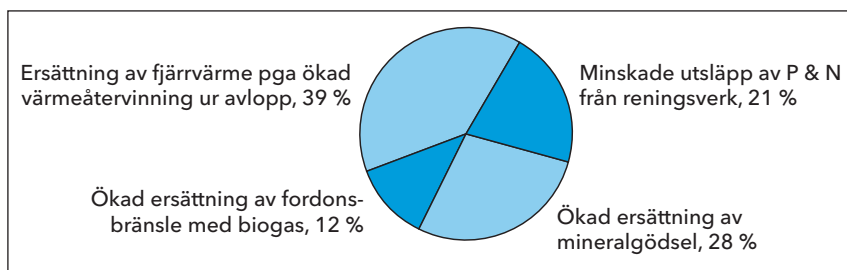
För att tydliggöra den samhällsekonomiska skillnaden mellan områden med källsorterande system och de med konventionellt system har beräkningen utförts med det konventionella systemet som referens. Det är således den ökade positiva effekten av källsorterande system som har beräknats. Här ingår positiva effekter av minskad övergödning, minskade utsläpp av

växthusgaser samt minskade benfrakturer till följd av mindre återförsel av kadmium till jordbruksmark. Resultaten för de utvalda beräknade parametrarna presenteras i tabell 7-5 och figur 7-17 nedan. Det bör förtydligas att resultaten inte är fördelade per intressent (byggherre, VA-huvudman, jordbruk) då samhällsekonomiska vinster antas vara för diffusa för att tillskrivas en enskild intressent. Det framgår av tabell 7-5 att det totala ökade samhällsekonomiska värdet av att införa källsorterande system uppgår till 137 SEK capita⁻¹ år⁻¹. Vidare framgår av Figur 7-17 att detta värde främst beror på ökad värmeutvinning ur avlopp (39 % i figur 7-17) samt ökad ersättning av mineralgödsel (28 %). Av särskilt intresse blir att särskilja värdet av den ökade återvinningen av kväve ur avlopp vilken utgör den största delen av det samhällsekonomiska värdet av ersatt mineralgödsel. Värdet av den ökade återförseln av fosfor är endast marginell vilket beror på att det i denna studie antas att så mycket som 50 % av allt avloppsslam kan återföras till jordbruksmark, något som minskar den relativa positiva effekten av att införa struvitfällning. Värdet av den ökade värmeåtervinningen är en beräkning som har utförts i denna studie (Appendix 4). Denna beräkning baseras på ett antagande att källsorterat grävatten är lämpligt för hushållsnära värmeåtervinning, ett argument som baseras på Larsen (2015). Som jämförelse presenteras en värmeåtervinning ur kombinerat avlopp vid ett konventionellt reningsverk. Det bör påpekas att denna jämförelse endast inkluderar värme utvunnen ur hushållspillvatten.

Tabell 7-5 Identifierade kvantifierbara samhällsekonomiska besparingar med källsorterande system. Resultaten presenteras som en ökning eller minskning gentemot det konventionella systemet som är nollreferens.

	Värde	Enhet	Ekonomiskt värde	Referens för ekonomiskt värde	Summa [SEK capita ⁻¹ år ⁻¹]
Minskad övergödning pga lägre utsläpp av P från reningsverk till recipient	0,01	kg P capita ⁻¹ år ⁻¹	670 SEK kg P ⁻¹	Finnveden et al., 2013.	7
Minskad övergödning pga lägre utsläpp av N från reningsverk till recipient	0,24	kg N capita ⁻¹ år ⁻¹	90 SEK kg P ⁻¹	Finnveden et al., 2013.	22
Minskning av frakturer pga mindre Cd till jordbruk	2,3	mg Cd capita ⁻¹ år ⁻¹	4 213 SEK kg Cd ⁻¹	Keml, 2012	<< 1
Minskade växtgasutsläpp pga ökad biogasproduktion som ersätter diesel i stadsbussar	47	kWh CH ₄ capita ⁻¹ år ⁻¹	11,1 kWh kg diesel ⁻¹ 3,6 kg CO ₂ kg diesel ⁻¹ 1,14 SEK kg CO ₂ ⁻¹	EcolInvent (2013) Trafikverket (2016)	17
Minskade växthusgasutsläpp pga ökad ersättning av P-mineralgödsel	0,21	kg P capita ⁻¹ år ⁻¹	3,4 kg CO ₂ -ekv kg P ⁻¹ 2,85 SEK kg CO ₂ ⁻¹	Linderholm et al. (2012); Finnveden et al., (2013)	2
Minskade växthusgasutsläpp pga ökad ersättning av N-mineralgödsel	3,20	kg N capita ⁻¹ år ⁻¹	4,0 kg CO ₂ -ekv kg N ⁻¹ 2,85 SEK kg CO ₂ ⁻¹	Linderholm et al. (2012); Finnveden et al., (2013)	36
Minskade växthusgasutsläpp pga ökad värmeutvinning ur avlopp som ersätter pelletsbaserad fjärrvärme	607 ¹	kWh _{värme} capita ⁻¹ år ⁻¹	0,077 kg CO ₂ kWh _{värme} ⁻¹ 1,14 SEK kg CO ₂ ⁻¹	EcolInvent (2013); Trafikverket (2016)	53
SUMMA					137

¹ Beräknat i appendix 4.



Figur 7-17 Procentuell fördelning av de ökade samhällsekonomiska vinsterna av att införa källsorterande avloppssystem.

Det blir också intressant att sätta den ökade kvantifierade samhällsnyttan på 137 SEK capita⁻¹ år⁻¹ för källsorterande system i jämförelse med den totala kostnaden för de stadsdelsmiljöer som har beräknats i denna studie. Det framgår av tabell 7-6 att värdet för hela stadsmiljön av att 10 % av invånarna har källsorterande system är försvinnande liten (mindre än 1 %) jämfört med den totala årskostnaden. För det *Källsorterande* området så utgör den ökade kvantifierade nyttan endast en något högre summa på 3 % av den totala kostnaden. Således är den samhällsekonomiska vinsten, som den skattades i denna studie, med källsorterande system låg i förhållande till kostnaderna för systemen.

En mer intressant jämförelse kan göras om man ser till det samhällsekonomiska värdet i relation till kostnadsökningen mellan systemen. Detta då samhällsnyttan i tabell 7-5 ovan utgör just skillnaden mellan systemen, det gör sig således lämpligt att jämföra den ökade nyttan mot den ökade kostnaden. Detta görs längst ned i tabell 7-6 och det framgår att värdet av den kvantifierade samhällsekonomiska nyttan utgör 15 % av kostnadsökningen. Om detta värde skulle räknas in i den rent ekonomiska kostnaden skulle kostnaden för *Källsorterande* system sjunka från 5 170 SEK ned till 5 030 SEK. Jämfört med det *Konventionella* systemet motsvarar detta 119 %, det vill säga att Källsorterande system endast är 19 % dyrare än konventionella system om samhällsnyttan räknas in. Detta kan jämföras med den rent ekonomiska analysen där *Källsorterande* system visades vara 25 % dyrare än *Konventionella* system. Detta resonemang kan även tillämpas på VA-huvudmannens ökade kostnader om källsorterande system skulle införas. Resultaten i tabell 7-6 visar att de kvantifierbara ökade samhällsekonomiska värdena med att införa ett *Källsorterande* system utgör 27 % av de ökade kostnaderna för VA-huvudmannen.

Avslutningsvis kan det alltså konstateras att även om dagens metoder för att kvantifiera samhällsekonomiska vinster i ekonomiska termer är outvecklade så kan de ge en skillnad i total kostnadsbild för infrastruktursystem. Slutligen bör det påminnas om att långt ifrån alla parametrar som bedömts kunna påverka har inkluderats i den samhällsekonomiska analysen. Exempel på icke-inkluderade parametrar som rimligtvis skulle öka samhällsnyttan av källsorterande system ytterligare är minskade utsläpp av växthusgaser från aktiv slam processer vid reningsverk. Exempel på icke-inkluderade parametrar som rimligtvis skulle minska samhällsnyttan av att införa källsorterande system är tillverkning och drift av triplikata ledningsnät.

Tabell 7-6 Jämförande av de totala årskostnaderna för stadsdelsmiljö A respektive B mot det ökade samhällsekonomiska värdet av att införa källsorterande avloppssystem.

Stadsmiljö	Invånare med konventionellt system [antal]	Invånare med källsorterande system [antal]	Årskostnad [SEK capita ⁻¹ år ⁻¹]	Ökat samhälls-ekonomiskt värde [SEK capita ⁻¹ år ⁻¹]	% av års-kostnad
Totalkostnad					
A - Konventionellt	120 000	0	4 230	0	-
B - 10 % Källsorterande	108 000	12 000	4 330	14	< 1 %
C - Källsorterande	0	12 000	5 170	137	3 %
Skillnad A mot C	-	-	940	137	15 %
Kostnad för VA-huvudman					
A - Konventionellt	120 000	0	1 990	0	-
C - Källsorterande	0	12 000	2 490	137	6 %
Skillnad A mot C	-	-	500	137	27 %

8 Diskussion

8.1 *Diskussion om erfarenheter av pilotområden med källsorterande system*

Utmaningarna vad gäller planering och genomförande för de svenska fallstudierna har i nybyggnadsexemplet H+ hittills varit förankringsarbetet och dialogen med byggherrarna och den egna personalen i de drivande bolagen NSVA och NSR. Många frågor om VA-systemet måste lösas på ett tidigt stadium, minst ett år innan husen ska börja byggas. Detta innebär en förskjutning i tid mellan planeringsfas för VA och byggherrar. Ett sätt att arbeta med frågan i H+ har varit att anordna studieresor för byggherrar till färdigutbyggda pilotområden som Sneek i Nederländerna så att de kan bilda sig en uppfattning om vad genomförandet av källsorterande system innebär för byggnaderna och de boende.

Gränsdragning i ansvarfördelningen mellan VA och avfall har varit en utmaning både i H+ och kvarteret Fullriggaren i Malmö. I fallet H+ har frågan hanterats genom en skriftlig överenskommelse mellan bolagen med målsättningen att bedriva en kollektivöverskridande lösning för ett hållbart system, som ska tjäna som inspiration i framtida arbete mot en hållbar stadsutveckling. I överenskommelsen regleras bland annat ägande samt ansvarsförhållanden för drift, underhåll och förnyelse av de olika delarna av systemet. Juridiska aspekter gällande förbindelsepunkter, verksamhetsområde och taxor är heller inte helt klarlagda men internt arbete för att lösa dessa frågor pågår.

Munga i Västerås är till skillnad från H+ inte en ny stadsdel utan ett omvandlingsområde där ett källsorterande system ska införas i ett område med befintliga hus. Här ser man en utmaning i genomförandet i fastigheterna, framförallt att kommunicera med alla fastighetsägare om införandet av systemen. En annan utmaning är att skapa en bra relation och ett bra avtal med jordbrukaren som ska behandla och använda klosettvattnet som gödselmedel. Däremot ser huvudaktören Mälarenergi inga större tekniska utmaningar i att bygga ut med två ledningar. Behandlingsanläggning för BDT och hygieniseringsanläggning för klosettvattnet är också hanterbara utmaningar.

I Hölö i Södertälje finns en kretsloppsanläggning där klosettvattnet från enskilda vakuumsystem till tank hygieniseras och sprids på åkermark. En utmaning här var att få fastighetsägare att välja vakuum till tanklösning som är en förutsättning för att klosettvattnet ska kunna tas om hand i Hölöanläggningen. Det som fungerade bra var här att använda en projektledare för att kommunicera med fastighetsägarna. Erfarenheterna från Hölö var att det krävdes ett omfattande utvecklingsarbete att få fram själva hygieniseringstekniken, där Hölöanläggningen blev först med att tillämpa våtkomposterings och ureahygienisering i kombination.

På samma sätt som i Munga var jordbruksdelen en utmaning även för Hölö. I Hölöfallet gällde att hitta ett lämpligt jordbruk där det skulle passa att sprida klosettvattnet som gödselmedel. Det gällde också att där fanns en jordbrukare som var beredd att ta på sig att sköta den dagliga driften av

anläggningen. Att finna detta var en tidskrävande process där man behövde riva upp ett beslut om lokalisering och återuppta sökandet vid ett tillfälle. LRF fann också behovet av ett kvalitetssäkringssystem för att kunna certifiera produkten som biogödsel. Detta medförde ytterligare en utvecklingsprocess av ett nytt certifieringsupplägg hos SP Sveriges tekniska forskningsinstitut, vilket alltså tog tid men kan användas i framtida nya fall.

Ser man till de fem internationella pilotområden med källsorterande system som har inkluderats i denna studie så skiljer sig intressant nog bevekelsegrunderna för valet att implementera källsorterande system emellan områdena. I DEUS 21 bedömdes ett källsorterande system vara bättre för ökad lokal kontroll över hantering av dricks- och avloppsvatten. I Jenfelder Au bedömdes källsorterande system vara mer energieffektiva och hållbara än konventionella system. I Sneek bedömdes decentraliserad avloppshantering vara mer flexibel och ekonomisk. En lägre energianvändning samt minskad ekonomisk kostnad var även bevekelsegrunden i Schipperskaai. I Buikslooterham planeras decentraliserade källsorterade system som en viktig del av områdets fokus på cirkulär ekonomi och man ser en lokal vattenhantering som en springande punkt i det alternativa ekonomiska systemet. Sammantaget har alltså anledningarna skiljt sig åt även om källsorterande system i samtliga fall har valts för att projektledarna har bedömt dem att vara mer effektiva än dagens konventionella system ur något perspektiv.

Ser man till erfarenheterna från planerings- och genomförandefasen från de internationella projekten så framstår det tydligt att de största utmaningarna har utgjorts av juridiska problem. Samtliga projektledare har upplevt att någon del av deras system inte har passerat in under gällande nationell motsvarighet till förordningar och föreskrifter. I de flesta fall gäller dessa problem transport av matavfall i avloppsledning eller lokal rening av BDT-vatten. I de fall projekten har implementerats som avsett var detta en följd av nära samarbete med tillståndsgivande myndigheter. Erfarenheterna av andra delar av planerings- och genomförandefasen verkar generellt ha varit att endast mindre problem har förekommit i avseende på ekonomi, ansvarsfördelning och tekniktillgänglighet. Det är dock viktigt att påpeka att en generell slutsats som har yttrats angående Jenfelder Au och Sneek Noorderhoek är att dessa pilotområden inte kunnat byggas utan eldsjälar inom några av de berörda intresseorganisationerna (Meulman, 2015c; Skambraks, 2015).

Erfarenheter från driftsfasen kan sammanställas för de två områden som har satts i drift (DEUS 21 och Sneek Noorderhoek). Projektledarna för båda dessa områden upplevde ingen brist på tekniska lösningar för de källsorterande system som användes (vakuumbaserade system i båda fallen). Vidare har endast mindre tekniska problem med systemen upplevts under drift, främst relaterade till felaktig användning av systemen i hushållen. I båda fallen har det också bedömts att en initial och nära kommunikation med de boende i områdena har underlättat att vakuumsystem och köksavfallsvarnar har använts på ett korrekt sätt samt har minskat missnöjet bland de boende. Slutligen har det i båda fallen bedömts att en obefintlig marknad för näringsprodukter från avlopp är den största utmaningen för att få ekonomi i att återvinna näringsämnen från avlopp.

8.2 Diskussion om ekonomisk analys

De ekonomiska beräkningarna i denna studie bygger på nybyggnadskalkyler för konventionella system eller källsorterande system i hypotetiska stadsområden. Här bör det påpekas att VA-system är extremt trögförändrade. Ledningsnät har en teknisk livslängd på ca 50–75 år vilket tillsammans med den höga kostnaden för att lägga dem medför att VA-kollektivet kraftigt begränsar framtida val varje gång reinvesteringar i ledningsnätet görs. Ingen annan komponent som ingår i denna studie har en längre teknisk livslängd än ledningsnät vilket medför att alla övriga komponenter kommer att behöva bytas ut flera gånger innan ledningsnätet byts ut. Att jämföra nybyggnadskalkyler för två hypotetiska områden tjänar således som en visionär jämförelse av kostnaden mellan olika system i ett längre perspektiv.

Syftet med den ekonomiska studien var främst att undersöka var de stora skillnaderna mellan systemen finns samt hur de fördelas över intressenterna (byggherre, VA-huvudman, avfallshuvudman och jordbruk). Resultaten från studien visade att de stora kostnadsposterna, för både det konventionella respektive det källsorterande systemet, utgörs av ledningsnät (ca. 37 % av den totala kostnaden) och installationer och ledningsnät i hushåll (43 % respektive 51 % av den totala kostnaden). Tillsammans utgör dessa poster således 80 % (konventionella systemet) respektive 88 % (källsorterande systemet) av systemens totala kostnader. Den ökade kostnaden för ett mindre lokalt reningsverk för det källsorterande systemet jämfört med vad motsvarande andel är värd i ett större konventionellt reningsverk utgör både i absoluta tal (Figur 7-14) och i andel av den totala summan (Figur 7-10) endast en liten skillnad. Liknande resultat gäller kostnader för transporter i båda systemen som visade sig vara obetydliga i förhållande till systemens totala kostnader. En diskussion kring kostnadsskillnader mellan de två undersökta VA-systemen bör således koncentreras kring installationer inom privata fastigheter samt kostnaderna för ledningsnät. Det bör här påpekas att de ökade kostnaderna av ett källsorterande system för installationer i hushåll var betydande för det källsorterande systemet (figur 7-10) men relativt små i jämförelse med en slutgiltig boendekostnad. Vidare blir ledningsnätslängden av stor vikt för den slutgiltiga kostnaden för ett källsorterande system. I flera av de undersökta internationella pilotområdena är ledningsnätslängden mycket kort och det blir tydligt från resultaten i denna studie att ett källsorterande system verkar kräva kortare ledningsnätslängd till reningsverk för att källsorterande system inte skall vara ekonomiskt orimligt. En sådan slutsats går också väl i hand med en tanke på att källsorterande system införs i mindre delar av en stad för att på så vis nå ökad återföringsgrad av näringsämnen från avlopp för hela regionen, ett antagande som framfördes i avsnittet under den ekonomiska analysen.

Angående systemens totala kostnad har det framgått av denna studie att den totala samhällskostnaden för en stadsmiljö där 10 % av invånarna har källsorterande system ökar med omkring 2 % (figur 7-8). Utslaget över samtliga invånare motsvarar detta en årskostnad per capita på ca 4 330 SEK capita⁻¹ jämfört med 4 230 SEK capita⁻¹ för ett konventionellt system. Det är svårt att direkt jämföra denna kostnad med andra studier. Främst för att

systemgränserna är annorlunda i olika studier vilket medför att olika antal komponenter har kostnadsberäknats.

I tidigare studier jämförs oftast ett renodlat införande av ett källsorterande system för en hel stad eller en hel stadsdel. I systemstudie avlopp i Göteborg (Göteborgs stad, 2005) jämförs åtta system där klosettvtattenalternativet faller ut som det mest kostnadskrävande; nästan 70 % dyrare än referensalternativet som är ett konventionellt system. Även i denna studie bestod huvuddelen av den ökade kostnaden för byggherren, i form av köksavfallskvarn och byte av kopparrör. Vidare tillkom kostnader för extra lokala reningsverk (utöver det existerande reningsverket) samt extra klosettvtattenledningsnät (utöver det existerande ledningsnätet). Det källsorterande systemet i denna studie är alltså inget renodlat källsorterat system utan en hypotetisk framtida stad där hälften av invånarna har källsorterande system medan de äldre delarna av staden har konventionella system. De totala kostnaderna för systemen i denna studie är endast omkring 860–1 400 SEK capita⁻¹ år⁻¹ (cirka 20 % av de resultat som funnits i denna studie) vilket utgör ett tydligt exempel på hur systemgränser påverkar resultaten och den skillnad som kan råda mellan olika studier.

I kostnadsjämförelser för området Hammarby sjöstad i Stockholm (Hellström, ed. 2005) fann man att skillnaden mellan systemen är så stor att de eventuella intäktpotentialer som kan finnas i källsorterande system i form av ökad möjlighet för kretslopp och högre energiproduktion inte kunde uppväga skillnaden. För Hammarby sjöstad – en nybyggd del av ett urbant samhälle med befintlig VA-struktur är det inte ekonomiskt försvarbart att satsa på källsorterande eller lokala system. Man kommer dock fram till att skillnaden i kostnader mellan källsorterande system och ett system med lokalt reningsverk är relativt liten (som högst 15 %). Resultaten från denna studie indikerar att källsorterande lösningar inte behöver bli nämnvärt dyrare än konventionella system för nybebyggelse – om samma krav ställs på kretslopp och det inte finns ett befintligt nät att ansluta till.

En jämförelse med den tidigare ekonomiska studien för olika tänkbara system inom H+ området av Kärrman et al. (2012) visar också en diskrepans mot resultaten i denna studie. Det källsorterande system som undersöktes av Kärrman et al. (2012) var snarlikt men inte det samma som i denna studie och gav en årskostnad på 5 760 SEK capita⁻¹ år⁻¹. Detta är 11 % mer kostsamt jämfört med resultaten i denna studie. Det konventionella systemet som undersöktes av Kärrman et al. (2012) var dock det samma som i denna studie (då båda studierna baserades på det konventionella systemet i Helsingborg stad). Här gav den tidigare studien av Kärrman et al. (2012) en årskostnad på 2 230 SEK capita⁻¹, vilket endast är hälften av kostnaden som uppskattades för samma system i denna studie. Skillnaden är grovt sett jämnt fördelad över kostnader för byggherre och avfalls- och VA-huvudman, dvs kostnaderna för dessa intressenter skattades till hälften så höga i studien av Kärrman et al. (2012). Då båda studierna beräknar nybyggnadskostnader av samtlig infrastruktur visar diskrepansen på hur olika resultat som kan erhållas i kostnadsuppskattningar beroende på val av systemgränser och indata. Om man ser till de kostnadsberäkningar som har gjorts för internationella pilotområden med källsorterande system (de Graaf

& van Hell, 2014; Schönfelder, 2013) samt för liknande hypotetiska områden (Meinzinger 2010) så blir en jämförelse även där komplicerad. Dels så är systemgränserna självklart olika även för dessa studier, dels så är vissa lokala kostnader (exempelvis matavfallshantering) annorlunda än i Sverige. Dock kan en kvalitativ diskussion kring dessa studier föras.

Hamburg Wasser har jämfört kostnaderna för ett källsorterande system i det projekterade Jenfelder Au (1 890 invånare) med kostnaden för ett konventionellt scenario och funnit att ett källsorterande system blir kraftigt dyrare per capita i stadsdelen (Schönfelder et al., 2013). Kostnadsökningen motsvarar här en fördubbling av årskostnaden per capita (från ca. 1 300 SEK capita⁻¹ till 3 200 SEK capita⁻¹ i dagens prisläge). Medräknat i dessa kostnader för det källsorterande systemet är merkostnader för installationer i hushåll, ledningsnät, pumpar samt ett separat lokalt reningsverk för klosettavatten och BDT-vatten samt driftskostnader. För det konventionella systemet räknas dock enbart installationskostnader för ledningsnät samt driftskostnader med. Det vill säga att kostnaden för ett avloppsreningsverk ej har räknats med i det konventionella systemet. Det bör således påminnas om att systemen som jämförts inte är samma som de som beräknats i denna studie samt om Jenfelder Au's ringa storlek på 1 900 invånare vilket ökar kostnaden per capita kraftigt. Som en jämförelse av kostnaden mellan att koppla på ett mindre område (ca 2 000 invånare) i ett pilotprojekt mot kostnaden för att koppla på dem till ett befintligt system kan det dock tjäna som en god referens.

Hillenbrand (2009) utförde i sin avhandling en livscykelanalys (LCA) och en ekonomisk analys över DEUS 21 området i Knittlingen. Ekonomiska data för det källsorterande systemet var riktiga data från genomförandet i Knittlingen (100 hushåll) men jämfördes med rapporterade data för storskaliga konventionella system. Hillenbrand fann att DEUS 21 systemet var omkring 40–60 % dyrare än det konventionella systemet. Det bör dock påpekas att författaren själv i sin avhandling understryker att en stor del av den ökade kostnaden beror på att riktiga kostnadsdata från ett litet pilotprojekt användes samt att mycket av tekniken som då användes tillverkades i liten skala vilket troligen ökade kostnaderna. Vidare bör det förtydligas att DEUS 21 konceptet innefattar regnvattenåtervinning vilket skiljer det ganska nämnvärt ifrån de källsorterande system som annars beskrivs i denna studie.

Företaget Desah har låtit utföra en rad kostnadsberäkningar över pilotområden med källsorterande system likt det i Sneek (de Graaf & van Hell, 2014; Meulman, 2015a & b). I studien av de Graaf & van Hell (2014) visas att kostnaden för att bygga ett mindre område för 1 200 invånare med källsorterande system och ett lokalt minireningsverk blir dyrare jämfört med att koppla på samma område till ett existerande reningsverk för 100 000 pe (årskostnad på ca. 790 SEK capita⁻¹ jämfört med 590 SEK capita⁻¹). Dock, hävdar studien, så blir ett källsorterande system billigare när det skalas upp och redan vid 2 400 invånare är det billigare än ett konventionellt system (de Graaf & van Hell, 2014). Den största anledningen till att det källsorterande systemet blir billigare i dessa beräkningar är framförallt att kostnaden för ledningsnät minskar drastiskt då man använder sig av ett lokalt reningsverk. En kommentar till de låga kostnaderna i denna studie bör också vara

att även det konventionella systemet i Sneek har en kort ledningsnätslängd (1,7 m/capita) jämfört med vad som använts i denna studie (3,7–4,9 m/capita). Både kostnaderna för det konventionella systemet och det källsorterande systemet är därför mycket lägre än vad som funnits i denna studie. Det bör också påpekas att en del av denna diskrepans beror på annorlunda systemgränser samt lokala prisskillnader.

Meinzing (2010) utförde i sin avhandling en kostnads- och LCA-liknande jämförelse mellan olika urbana system liknande dem i denna studie. Framförallt kostnadsjämförelsen mellan det konventionella systemet och ett system som liknar det källsorterande systemet i denna studie (vakuuminsamling av klosettatten, ammoniakstripping och struvitfällning) är av intresse. Den totala årskostnaden (omräknad till 2013 års penningvärde) för dessa system blir cirka 2 300 SEK capita⁻¹ för det konventionella systemet respektive 2 600 SEK capita⁻¹ för ett område med enbart källsorterande system. Detta motsvarade en ökning på 11 % av totalkostnaden i en stad med enbart källsorterande system för matavfall, klosettatten och BDT-vatten jämfört med om samma stad skulle ha konventionella system. Kostnadsökningen består, likt resultaten i denna studie samt i Hellström (2005) och systemstudie avlopp (2009), främst av ökade kostnader för ledningsnät samt för installationer i hushåll. Det är dock viktigt att påpeka att totalkostnaderna i Meinzingers studie är ungefär hälften så stora som de som beräknats i denna studie. Detta är troligtvis en följd av att Meinzinger beräknat systemkostnader för hela Hamburg stad (1,7 miljoner invånare!) vilket rimligtvis minskar årskostnaden per capita kraftigt jämfört med denna studie som beräknats för 120 000 invånare.

Thibodeau (2014) jämförde i sin avhandling system liknande dem som undersökts i denna studie. Den stora skillnaden är att Thibodeau antog att hela våtfraktionen återfördes till jordbruks mark för det källsorterande systemet med tankbilstransporter. Detta ökade potentiellt växtnäringsåtervinningen men också kostnaderna för transporter och lagring som i hans studie utgjorde en substantiell andel (25 %) av totalkostnaden för det källsorterande systemet och förklarar varför det källsorterande systemet blev dyrare (+20 %) än det konventionella systemet. I övrigt fann Thibodeau att ledningsnät utgjorde en majoritet av systemkostnaden (65–70 % av totalen) samt att driftkostnaden för reningsverk minskar med källsorterande system. Båda dessa slutsatser stämmer överrens med resultaten i denna studie.

I tabell 8-1 har uppskattade kostnadsskillnader mellan konventionella och källsorterande system sammanställts från olika studier. Det bör påpekas att systemutformning och systemgränser skiljer sig mellan systemen och att det därför är svårt att dra några starka slutsatser från tabellen. Det framgår dock att kostnaden för källsorterande system i samtliga fall är mer kostsamma än för konventionella system. Spridningen på kostnadsökningen är dock stor (11–246 %) vilket återspeglar storleken på systemen samt de olika utformningar och val av indata och systemgränser. Sammanfattningsvis visade dock en genomgång av studierna i diskussionen ovan att poster för installationer i hushåll och för ledningsnät utgör de stora kostnadsökningarna med källsorterande system jämfört med konventionella system. Det bör påminnas att resultaten i denna studie visar att kostnaderna för hushåll

ensamt utgjorde i stort sett hela kostnadsökningen för det källsorterande systemet. Detta då kostnaden för avfallshuvudman och VA-huvudman i det närmaste blev desamma i både det källsorterande systemet som i det konventionella systemet (ökade kostnader för VA-huvudman kompenseras av minskade kostnader för matavfallshantering). Detta skedde redan då ett källsorterande system för 12 000 invånare jämfördes med ett konventionellt system för 120 000 invånare, dvs. trots skalfördelar inom det konventionella systemet.

Tabell 8-1 Sammanställning av årskostnader för konventionella respektive källsorterande system i olika studier. Notera att samtliga kostnader är omräknade till 2013 års penningvärde i SEK. Vidare är det viktigt att minnas att systemutformning och systemgränser är olika mellan studierna.

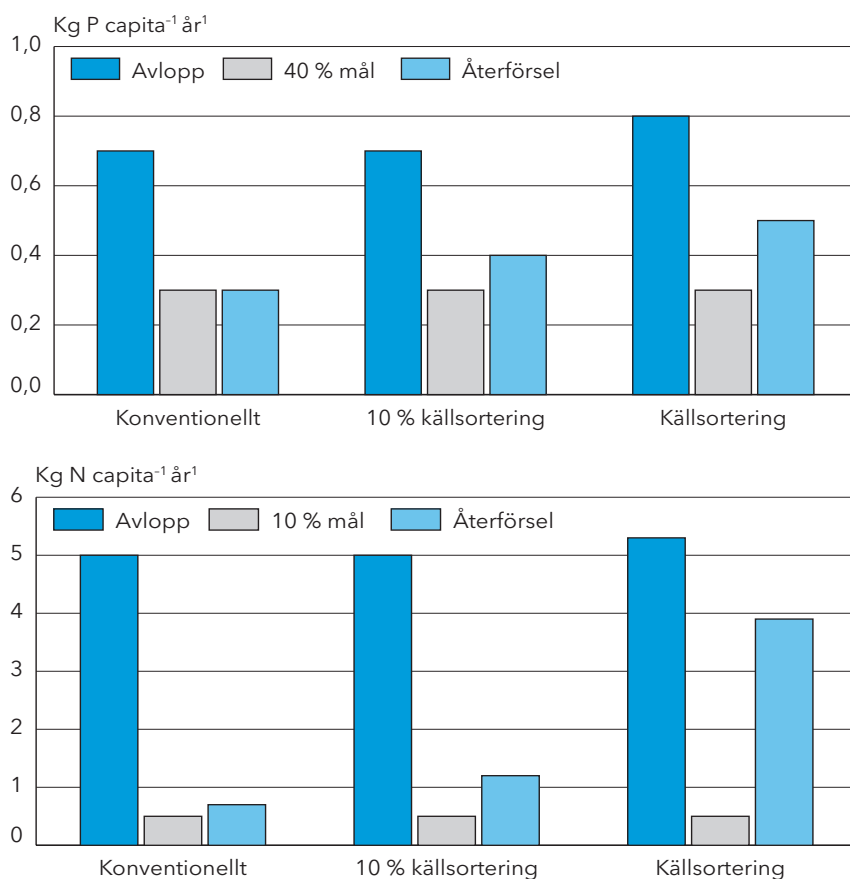
Studie	Beräknat för pilotområde	Antal invånare [capita]	Kostnad Konventionellt system [SEK capita ⁻¹ år ⁻¹]	Kostnad Källsorterande system [SEK capita ⁻¹ år ⁻¹]	% ökning	Kommentar
de Graaf & van Hell (2014)	Sneek	1 200	590	790	34 %	Kort ledningsnätslängd.
Schönfelder et al (2013)	Jenfelder Au	1 890	1 300*	3 200	246 %	* Ej med kostnader för installationer i hushåll samt för reningsverk i det konventionella systemet.
Meinzinger (2010)	-	1 700 000	2 300	2 600	13 %	Beräknat för Hamburg stad.
Hillenbrand (2009)	DEUS 21	367,5	1 450	2 000-2 400	38-65 %	Endast anslutningssträcka till befintligt avloppsnät har antagits för det konventionella systemet. Författaren noterar att kostnadsökning till stor del beror på att data från ett mindre pilotområde har använts.
Hellström (2005)	Hammarby Sjöstad	15 000	1 200	2 200	80 %	-
Göteborgs stad, 2005	-	1 036 000	865	1 450	67 %	Beräknat för Göteborg med upptagningsområde.
Kärrman et al. (2012)	H+	12 300	2 230	5 760	258 %	Det konventionella systemet som undersöktes var desamma som i denna studie.
Thibodeau (2014)	Quebec, Kanada	50 000	1 600	1 920	20 %	Beräknat för hypotetisk område i Quebec.
Denna studie	-	12 000 resp. 120 000	4 230	5 170*	22 %*	* Endast 12 000 invånare med källsorterande system.

Då kostnaderna för byggherre utgör en så stor del av de totala kostnaderna så kan det vara lämpligt att sätta dessa kostnader i relation till andra kostnader som är relevanta för en byggherre. Byggherrekostnaderna kan jämföras med årshyran på en nyproducerad trerumslägenhet som år 2013 var 114 347 SEK (SCB, 2015). Skillnaden mellan konventionellt och sorterande system var 840 SEK capita⁻¹ år⁻¹ enligt denna studie eller 1764 SEK lägenhet⁻¹ år⁻¹ om vi i genomsnitt räknar med 2,1 personer per lägenhet. Vid val av källsorterande system skulle hyresnivån behöva sättas 1,5 % högre jämfört med konventionellt system. Alltså verkar kostnadsökningen för att införa källsorterande system, vilken tillfaller ökade kostnader för byggherren, endast utgöra en mindre del av byggherrens övriga kostnader.

8.3 *Diskussion kring samhällsnyttan av källsorterande spillvattensystem*

Breddar man perspektivet för att inkludera andra argument än de rent ekonomiska så finns det en rad argument för konventionella respektive källsorterande VA-system. Längre jämförelser har presenterats i tidigare rapporter (Kjerstadius et al., 2012; Wittgren et al., 2011; Meinzinger, 2010; Kujawa-Roeleveld & Zeeman, 2006; Hellström, 2005) och faller utanför denna rapports syfte. Ett par aspekter bör dock nämnas. Källsorterande system brukar främst motiveras för att de minskar vattenförbrukningen samt ökar potentialen för biogasproduktion och näringsåterförsel till jordbruk (Kjerstadius et al., 2015; STOWA, 2014; Meinzinger 2010; Kujawa-Roeleveld & Zeeman, 2006;). I Sverige råder för närvarande en debatt om fosforåtervinning från avloppsfraktioner och i sitt utkast till remissförslag från 2013 nämner Naturvårdsverket även återvinningskrav för kväve från avloppsfraktioner till jordbruksmark (Naturvårdsverket, 2013). Kommer ett sådant krav att införas kan det bli svårt att nå återvinningskraven för kväve med konventionella system, även om reningsverken klarar de strängare regler som föreslås för metallhalter i slam. För jämförelse har Naturvårdsverkets förslag på återvinning ur avlopp (40 % av P respektive 10 % av N) räknats fram i figur 8-1. Resultaten presenteras tillsammans med den totala massan av näringsämnena i avloppet vid inlopp till reningsverk samt den faktiska återförseln som går att få med de olika systemen. Det framgår av figuren att samtliga system klarar kraven. Det är dock värt att minnas att det i denna studie har antagits att 50 % av det producerade avloppsslammet återförs till jordbruksmark. Om det nationella genomsnittet på återförsel (25 % av slammet) hade använts istället hade det konventionella systemet inte klarat de föreslagna kraven om 40 % respektive 10 % återvinning av fosfor och kväve (Tabell 8-2).

Det blir dock tydligt att en VA-huvudman kan nå de föreslagna målen för en hel stad genom att införa källsorterande system i en mindre stadsdel. Kjerstadius (2014) visade att vid en slamåterförsel till jordbruk på 25 % från ett reningsverk belastat med 120 000 pe så räcker det med att färre än 10 000 av dessa invånare istället inför ett källsorterande system likt det som beskrivits i denna studie för att målet om 10 % återvinning av kväve skall nås. Liknande beräkning har utförts för både målet om fosfor respektive kväve i tabell 8-2. Det framgår av tabellen att det räcker med att en mindre andel av en stads befolkning inför källsorterande system för att nå de föreslagna målen om 40 % av fosfor respektive 10 % av kväve i avlopp. Källsorterande system i en mindre del av en stad kan således vara ett sätt att nå gradvis ökande återvinningskrav för näringsämnen.



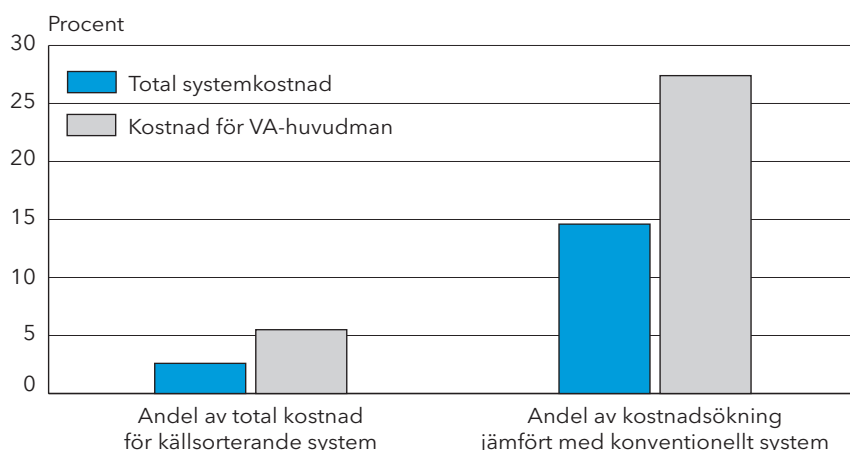
Figur 8-1 Total halt av näringsämnena fosfor (P) och kväve (N) i avlopp samt de mål för återvinning ur avloppsfraktioner som föreslås av Naturvårdsverket (2013) tillsammans med den faktiska återförseln för de olika systemen. Notera att studien räknar med 50 % slamåterförsel till jordbruksmark från avlopprensingsverk.

Tabell 8-2 Andel av en stads befolkning som behöver källsorterande system för att nå Naturvårdsverkets föreslagna mål om återvinning av fosfor (P) och kväve (N) ur avlopp. Notera att det i beräkningarna har antagits att stadens övriga befolkning har konventionellt system.

	Massprocent av slam från reningsverk som återförs till jordbruk		
	25 %	37,5 %	50 %
Andel av stadens befolkning som behöver källsorterande system för att nå målet om 40 % återvinning av Fosfor (P) ur avlopp	37 %	18 %	0 %
Andel av stadens befolkning som behöver källsorterande system för att nå målet om 10 % återvinning av Kväve (N) ur avlopp	6 %	1 %	0 %

Vidare så räknas inte samhällsvinster från minskad klimat- eller miljöpåverkan in i en ekonomisk studie. Att utföra analyser av den samhällsekonomiska nyttan av olika VA-system är svårt och studier blir ofta begränsade till att jämföra ett fåtal parametrar på grund av bristen på data (Meinzinger 2010; Öhrn Sagrelus, 2015). Den samhällsekonomiska analys som utfördes i denna studie analyserade endast ett fåtal parametrar av de som kan förväntas påverka eventuell klimat- och miljönytta. Resultaten visade också att den samhällsekonomiska nyttan, skattad ekonomiskt, endast utgör en bråkdel av den totala kostnaden för de system som granskats i denna studie. Detta framgår av figur 8-2 där det ökade samhällsekonomiska värdet

av att införa källsorterande system endast utgör 3 % av den totala systemkostnaden. Dock ser man i samma figur att det samhällsekonomiska värdet utgör den 15 % av den ökade systemkostnaden av att införa källsorterande system. Sett enbart till kostnaden för VA-huvudmannen så utgör det ökade samhällsekonomiska värdet 6 % av den totala årskostnaden eller hela 27 % av de ökade kostnaderna av att införa källsorterande system. Således kan slutsatsen dras att trots att dagens metodik för att beräkna samhällsekonomiskt värde är inkomplett så kan värdet ändå utgöra en betydande andel av kostnadsskillnaden mellan olika alternativ.



Figur 8-2 Den ökade samhällsekonomiska vinsten från att införa källsorterande system uttryckt som procent av den totala systemkostnaden respektive som procent av kostnadsökningen.

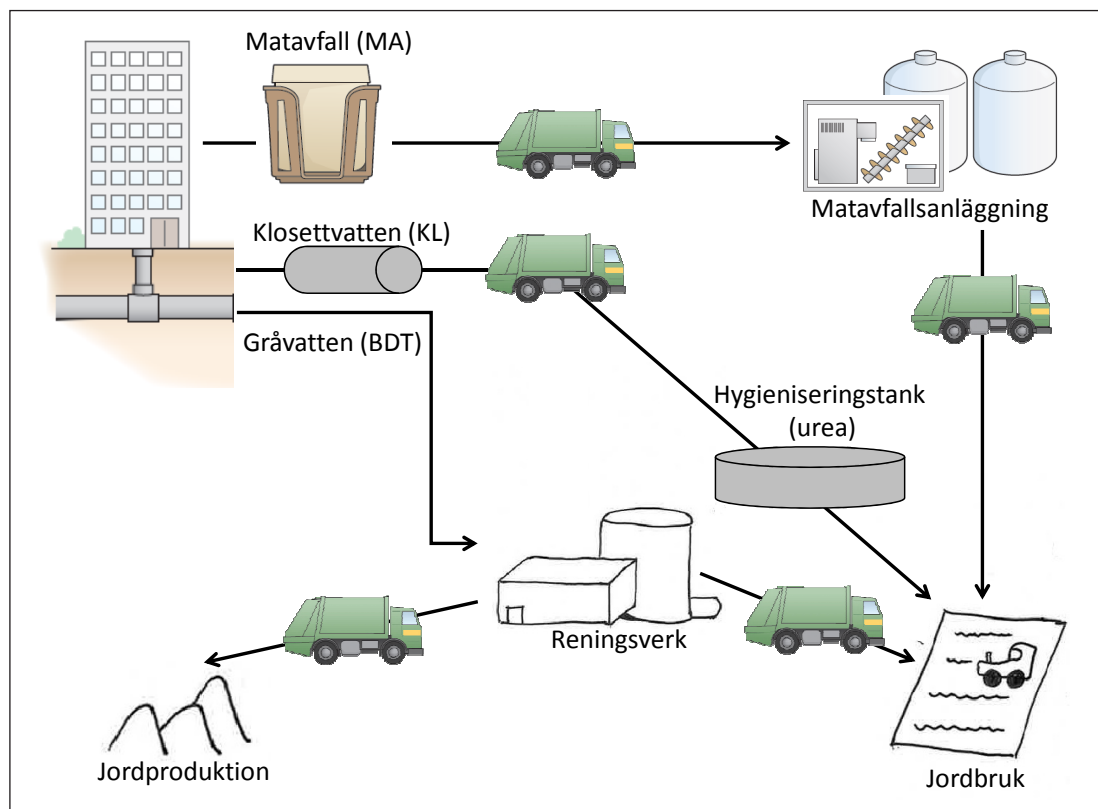
8.4 Ekonomisk jämförelse med källsorterande system för urea-hygienisering

Det källsorterande system som har undersökts i denna studie baserades på de internationellt implementerade system som redovisats i denna studie. Dessa system har som koncept att koncentrera organiskt material och näringsämnen (det finns ett flertal tekniker för detta men i denna studie antogs struvitfällning och ammoniakstripping för koncentration av näringsämnen). Koncentration av näringsämnen är positivt då det minskar antalet transporter från stad till jordbruk.

Dock redovisades i denna studie även exempel på källsorterande system där hela våtfraktionen återförs till jordbruk (Munga i Västerås). Ett sådant koncept vore även tänkbart i en urban miljö. Det skulle där medföra en minskad ledningsnätslängd (på grund av att klosettvatten samlas upp i hushållsnära tankar) vilken minskar den ekonomiska kostnaden. En annan fördel med ett sådant system är att det inte kräver ett lokalt reningsverk för näringsåtervinning inne i staden. Detta då klosettvattenfraktionen transporteras ut ur staden för hygienisering med urea (se Appendix 5 för detaljer). Således skulle ett urea-system kunna implementeras gradvis i en stadsmiljö utan behov för höga initiala investeringar i infrastruktur. Vidare

blir det intressant som ett komplement till konventionella system där belastning av näringsämnen på befintliga reningsverk kräver nyinvesteringar.

För att undersöka om den ekonomiska kostnaden för ett källsorterande urea-system skulle skilja sig drastiskt för det källsorterande system som har antagits i denna studie utfördes en ekonomisk analys även för urea-systemet. En beskrivande systembild av systemet återges i Figur 8-3 och läsaren hänvisas till Appendix 5 för detaljer.



Figur 8-3 Systembild över känslighetsanalys med urea-behandling av klosettwaterfraktion.

Den ekonomiska analysen av urea-systemet visade att kostnaden för detta system inte skiljer sig nämnvärt jämfört med det källsorterande systemet som har antagits i denna studie. Den totala årskostnaden uppgår till 5 510 SEK capita⁻¹ vilket är 30 % mer kostsamt än det konventionella systemet respektive 6 % mer kostsamt än det källsorterande system som har antagits i denna studie. Således verkar även ett system med urea-hygienisering vara ett ekonomiskt jämförbart alternativ till det källsorterande system för urban miljö som har antagits i denna studie. Detaljer kring kostnadsfördelning återges i Appendix 5 .

9 Slutsatser

Denna studie utvärderade källsorterande system som ett alternativt framtida VA-system. Syftet var att 1) sammanställa befintliga erfarenheter från planering, beslutsfattande och införande av källsorterande system, 2) belysa centrala planerings- och genomförandefrågor och 3) genomföra en ekonomisk analys med avseende på kostnader och samhällsnytta. Målet var att sammanställa aktuella erfarenheter för kommunala aktörer och VA-huvudmän som överväger källsorterande VA-system som ett alternativ till dagens konventionella system. Och de huvudsakliga tillämpningsområdena är nybyggnads- och omvandlingsområden.

Slutsatser om erfarenheter från planering, beslutsfattande och införande av källsorterande system

- Sammantaget visar studien att källsorterande system finns igenomförda i ett flertal områden i Europa och Sverige, men att anledningarna till att genomföra systemen varierar. Detta påverkar även genomförbarheten och det finns inte en utformning av källsorterande system som är lämplig att applicera i alla områden. Störst skillnad råder mellan källsorterande system i rurala och urbana miljöer. Erfarenheterna som insamlades i denna studie visade på en gryende teknisk mognad för systemen och att de stora utmaningarna verkar vara den förändring av samordning som krävs mellan aktörer samt bristen på marknad för näringsämnen återvunna ur källsorterat avlopp.
- Erfarenheter av tekniken visar att ledningstransport av klosettavatten har få men goda erfarenheter. Vakuumsystem från äldre svenska exempel har dock ofta fler driftsavbrott än konventionella system. Inga problem finns dock rapporterade från internationella nyare exempel.
- Behandling och utvinning av närsalter ur klosettavatten är ett hittills utvecklat område. Erfarenheter från pilotprojekt i Tyskland och Nederländerna är dock lovande.
- Erfarenheter från både svenska och internationella pilotområden visar att en god förankring bland de berörda aktörerna (kommunala bolag, fastighetsägare och jordbruk) ökar chanserna för ett lyckat genomförande av källsorterande system.

Följande centrala planerings- och genomförandefrågor har identifierats:

- Behov av anpassning till lagar och regler
- Beaktande av jordbrukets krav och förväntningar på kretsloppsprodukter och behov av avtal med jordbrukare om kretsloppsfrågan
- Förankring hos byggherrar för ett lyckat genomförande av källsorterande system i nybyggnadsområden
- Kommunikation med fastighetsägare och boende för ett lyckat genomförande i befintliga byggnader i t ex omvandlingsområden

För nybyggnadsområden är kostnaden för ett urbant källsorterat system något högre än för ett konventionellt system. Dock visar slutsatserna nedan att kostnadsökningen finns hos byggherre och utgör inte en särskilt stor kostnad i relation till byggherrens övriga kostnader. Således verkar inte heller ekonomisk kostnad utgöra en barriär för att införa källsorterande system. Dock flyttas kostnader mellan avfallshuvudman och VA-huvudman varför samordning och förankring mellan olika aktörer behövs. Det ska också noteras att resultatet endast avser nybyggnad eller där VA-systemen byts ut. Att införa källsorterande system där konventionella system redan finns är troligen mycket kostnadskrävande på grund av den höga kostnaden av att byta ut ledningsnät.

- Slutsatserna av projektets kostnadsanalyser är att den totala årskostnaden för infrastruktur och drift för ett större konventionellt system med 120 000 invånare uppskattades till 4 230 SEK capita⁻¹ år⁻¹ medan kostnaden för ett mindre källsorterande område med 12 000 invånare uppskattades till 5 170 SEK capita⁻¹ år⁻¹.
- Kostnaderna fördelar sig så att installationer i bostadshus utgör 50 % av totalkostnaden för det konventionella systemet respektive 66 % av totalkostnaden för det källsorterande systemet. Årskostnaden kan ställas i relation till årshyran på en nyproducerad trerumslägenhet som år 2013 var 114 347 SEK. Skillnaden mellan konventionellt och källsorterande system inom fastighet var 940 SEK capita⁻¹ år⁻¹ enligt denna studie.
- Om man bortser från kostnaderna inom fastighet (kostnader för byggherre) blir årskostnaderna vid nybyggnation likvärdiga för det konventionella systemet och det källsorterande systemet (kostnader för avfalls- och VA-huvudman).
- Kostnaderna för ledningsnät och pumpar, vid nybyggnation, utgör 37 % av de totala kostnaderna för både det konventionella systemet respektive det källsorterande systemet. Denna kostnad utgör tillsammans med kostnader för installationer i bostäder 85–90 % av de totala systemkostnaderna. Kostnader för reningsverk samt transporter och spridning inom jordbruk är således väldigt små i jämförelse.
- Det finns också intäkter kopplade till att införa källsorterande system. Intäkter från biogasförsäljning ökar och det gör även värdet på återvunna näringsämnen (fosfor och kväve) till jordbruk. Det ekonomiska värdet av dessa är dock endast omkring 1 % av den totala årskostnaden för systemen.
- Att skatta den ökade miljö- och klimatnyttan från att införa källsorterande system i ekonomiska termer med hjälp av samhällsekonomisk analys är svårt då det råder brist på data. Resultatet från den begränsade analysen visar att den ökade ekonomisk kvantitativa nyttan med att införa källsorterande system uppskattades till 137 SEK capita⁻¹ år⁻¹. Detta motsvarar endast 3 % av totalkostnaderna för ett källsorterande system och 15 % av kostnadsökningen som det innebär att införa ett källsorterande system jämfört med ett konventionellt system. Således utgör det samhällsekonomiska värdet av källsorterande system endast en mindre andel av den ökade kostnaden för systemen.

10 Referenser

- Baaring, J. (2015). Öresundsverket. Personligt meddelande 2015-10-07.
- Balkema, A., Preisig, H.A., Otterpohl, R. and Lambert, F.J.D., (2002). Indicators for the sustainability assessment of wastewater treatment systems. *Urban Water*, 4, 153-161.
- Bernstad, A., Davidsson, Å., Tsai, J., Persson, E., Bissmont, M. and la Cour Jansen, J. (2013). Tank-Connected Food Waste Disposer Systems – Current Status and Potential Improvements. *Waste Management*, 33, 1, pp. 93-203, 2013.
- Bissmont, M. (2015). VA SYD. Personligt meddelande 2015-07-03.
- Bissmont, M., Davidsson, Å och Bernstad Saraiva Schott, A. (2015 a). Avfallskvarn till tank – Malmö modellen. VA SYD, Malmö, 2015.
- Bissmont, M., Davidsson, Å. & Bernstad, A. (2015 b). New Collection system for Food waste to Biogas. Energiforsk Rapport 2015:100.
- Blomsterberg (2015). Värmeåtervinning från spillvatten i flerbostadshus. Etapp 1 – teknikupphandling. Rapport. Malmö, WSP.
- Broström, U. Återföring av växtnäringsämnen från avloppsvatten till åkermark- en bedömning av intresset för nya näringsrika produkter (2007). Examensarbete nr 150. Institutionen för markvetenskap, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Calo, A. (2012). Enskilda avlopp i kretslopp i Södertälje. Slutrapport till Länsstyrelsen i Stockholms län och BSAP-fonden, Telge Nät, Södertälje
- Cipolla, S.S. & Maglionico, M. (2014). Heat recovery from urban wastewater: analysis of the variability of flow rate and temperature in the sewer of bologna, Italy. *Energy procedia*. 45, s.288–297.
- de Graaf, R. & van Hell, A.J. (2014) Financiële Economische Analyse (FEA) Noorderhoek Waterschoon te Sneek. Borculo (Nederländerna): RDGM management met kleur & Harleem (Nederländerna): van Hell advies.
- Davidsson, Å., Pettersson, F. and Bernstad, A. (2011). Förstudie av olika system för matavfallsutsortering med avfallskvarnar. Avfall Sverige Utveckling.
- Davidsson, Å., Gruvberger, C.; Christensen, Thomas Højlund, Hansen, Trine Lund, Jansen, J.I.C. (2007). Methane yield in source-sorted organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management*, Vol. 27, 2007, p. 406-414.
- Dürrenmatt, D.J. & Wanner, O. (2014) A mathematical model to predict the effect of heat recovery on the wastewater temperature in sewers. *Water research*. 48, s.548–558.
- Ecoinvent 3.0. 2013. LCI Database, Ecoinvent Center. Swiss Center for Life Cycle Inventory. <http://www.ecoinvent.org/database/>. Accessed 2015-11-15.

Energimyndigheten (2009) Mätning av kall- och varmvattenanvändning i 44 hushåll Delrapport i energimyndighetens projekt Förbättrad energistatistik i bebyggelsen och industrin. Rapport ER 2009:26. Eskilstuna, Energimyndigheten.

Eriksson, M. (2014). Mälarenergi. Personligt meddelande. 2014-10-23.

Finnveden, G., Håkansson, C. & Noring, M., (2013). *A new set of valuation factors for LCA and LCC based on damage costs – Ecovalue 2012*. Göteborg, The 6th International Conference on Life Cycle Management.

Fraunhofer Institut. 2015. www.deus21.de (hämtad 2015-12-21).

Gustavsson, P. (2015). NSVA. Personligt meddelande(Mailkontakt angående Excelfiler – Underlag & interndata från NSVA). 2015-03-31.

Göteborgs stad (2005). Systemstudie avlopp – En studie av framtida hållbara system för hantering av avlopp och bioavfall i Göteborgsregionen, Göteborg.

Hamburg Wasser (2014). Green Energy from black water – The HAMBURG WATER Cycle® in the settlement ”Jenfelder Au”. Konferensbidrag. Hamburg: Hamburg Wasser.

HaV (2015). Juridiken kring vatten och avlopp. En översiktlig genomgång av juridiken kring dricksvattenförsörjning samt avledning och rening av spillvatten och dagvatten, Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.

Heistad, Arve (2014) Norges miljø- og biovitenskaplige universitet (NMBU). Personligt meddelande 2014-05-24.

Hellström, D. (redaktör) (2005). *Slutrapport från modellstaden Hammarby Sjöstad*. Stockholm, Stockholm Vatten.

Daniel Hellström, Lena Jonsson, Åke Nordberg, Lars-Erik Olsson (2008). Anaerob behandling av hushålls- och klosettavlopp blandat med organiskt hushållsavfall – resultat från Sjöstadsverket, Stockholm, SVU rapport 2008-8

Emilsson, K., Jenssen, P., Flatlandsmo, A., Grotvold, J., Hellström, D., Magid, J., Malmén, L., Palm, O. Santala, E. (2006). Klosett- och dagvattensystem – Nordisk inventering och förslag till FoU, TemaNord 2006:503, Nordiska Ministerrådet, Köpenhamn, Danmark

Helsingborgs stad (2010). H+ Miljöprofil. Hämtat 2015-12-09 från <http://hplus.helsingborg.se>

Hillenbrand, T. (2009). Analyse und Bewertung neuer urbaner Wasserinfrastruktursysteme. Diss. Universität Karlsruhe (DE), Universität Karlsruhe.

HSB (2015). Energiutvinning ur spillvatten principer. Rapport. Stockholm, HSB.

Jönsson, H., Vinnerås, B., Höglund, C., Stenström, T. A., Dalhammar, G., Kirchmann, H. (2000). Källsorterad humanurin i kretslopp. Svenskt vatten utveckling rapport 2000-1, Svenskt Vatten, Stockholm.

Jönsson, H., Baky, A., Jeppsson, U., Hellström, D., Kärrman, E. (2005). Composition of urine, faeces, greywater and biowaste – for utilisation in the URWARE model. Urban Water rapport 2005:6, Chalmers tekniska högskola, Göteborg

Jönsson, H., Nordberg, Å. & Vinnerås, B., 2013. *System för återföring av fosfor i källsorterade fraktion av urin, fekalier, matavfall och i liknande rötat samhälls- och lantbruksavfall*. Rapport 061 Uppsala: SLU, Sveriges lantbruksuniversitet.

Karlsson, P., Aarsrud, P., De Blois, M. (2008). Återvinning av näringsämnen ur svartvatten – utvärdering projekt Skogaberg. SVU-rapport 2008-10, Svenskt Vatten, Stockholm.

KemI (2012). Samhällsekonomisk kostnad för frakturer orsakade av kadmiumintag via maten. PM 12/12. Kemikalieinspektionen, Sundbyberg.

Kjerstadius, H., Davidsson, Å. & la Cour Jansen, J. (2012). Hållbara system för biogas från avlopp och matavfall. Rapport SGC 2012:271. Malmö, Svenskt Gastekniskt Center.

Kjerstadius, H. (2014). *Mera kväve?* Konferensbidrag. Lund, Envisys Höstmöte 2014.

Kjerstadius, H., Haghighatafshar, S. & Davidsson, Å. (2015). Potential for nutrient recovery and biogas production from blackwater, food waste and greywater in urban source control systems. *Environmental Technology*, 36(13), 1707–1720.

Kjerstadius, H., Bernstad Saraiva, A., Spångberg, J., Davidsson, Å. (2016). Can source separation increase sustainability of sanitation management? – Impact on nutrient recovery, climate change and eutrophication of two sanitation systems for a hypothetical urban area in Southern Sweden using Life Cycle Assessment (opublicerat)

Koetse, E. (2005). The implementation of DESAR concepts in two projects in Germany. Wageningen: Examensarbete vid Urban Environmental Management, Wageningen University.

Kujawa-Roeleveld, K. & Zeeman, G. (2006). Anaerobic treatment in decentralized and source-separation-based sanitation concepts. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. vol. 5, ss. 115–139.

Kärrman, E., Lundqvist, A., Damberg, J. (2003). Svartvattensystem i Hammarby sjöstad – förstudie och principförslag, Rapport 10-2003, Stockholm Vatten, Stockholm.

Kärrman, E., Arnell, M., Rydhagen, B., Svensson, G., Wittgren, H. (2012). Multikriterieanalys för integrerade systemlösningar i H+ området, Oktober 2012, Urban Water Management Sweden AB.

Larsen, T. A., Lienert, J., Udert, K.M. (2013). *Source Separation and Decentralization for Wastewater Treatment*. IWA Publishing, London.

Larsen, T. (2015). CO₂-neutral wastewater treatment plants or robust, climate-friendly wastewater management? A systems perspective. *Water Research*, vol. 87, ss. 513–521.

- Levin, M. (2015). Menerga. Personlig meddelande. 2015-10-08.
- Lindebom, R. (2014). Energie-analyse Decentrale sanitatie Noorderhoek, Sneek. Rapport: Saxion Enschede Academie Life Science, Engineering & Design, Enschede (NL).
- Linderholm, K., Tillman, A.-M. & Mattsson, J. E., (2012). Life cycle assessment of phosphorus alternatives for Swedish agriculture. *Resources, Conservation and Recycling*, 66, pp. 27–39.
- Ljung, E., Kärrman, E., Palm, O. (2012). Komplementmaterial för våtkompostering av klosettwater. CIT Urban Water Management AB, Urban Water rapport 2011:1, Stockholm
- Meier, M. (2016). Hamburg Wasser. Personligt meddelande. 2016-02-24.
- Meggers, F., & Leibundgut, H. (2011) The potential of wastewater heat and exergy: Decentralized high-temperature recovery with a heat pump. *Energy and Buildings*. 43, s.879–886
- Meinzinger, F. (2010). *Resource efficiency of urban sanitation systems: A comparative assessment using material and energy flow analysis*. Diss. Technischen Universität Hamburg-Harburg. Hamburg: Technischen Universität Hamburg-Harburg.
- Metabolic (2014). Transitioning Amsterdam to a Circular City – Circular Buiksloterham. Amsterdam, Metabolic (NL).
- Meulman, B. (2015a). *Decentralized–Integrated–Sustainable–Wastewater–Treatment–Green Energy–Recovery of valuable Elements including substantial watersavings* (Memo on Technical Aspects). Sneek (Nederländerna): Desah.
- Meulman, B. (2015b). Memo: Investerings- en exploitatiekosten afvalwaterzuivering Schipperskaai voor 1200 ie, 2200 ie en 3700 ie. Sneek (Nederländerna): Desah.
- Meulman, B. (2015c). Desah. Personligt meddelande. 2015-04-03.
- Meulman, B. (2016). Desah. Personligt meddelande. 2016-02-26.
- Mohr, M & Trösch, W. (2013). Semi-centralised urban water management as prerequisite for water use. I Lazarova, V., Asano, T., Bahri, A., Anderson, J (red.) *Milestones in water reuse*. London: IWA publishing, 97–105.
- Naturvårdsverket (2003). *Konsekvensanalys steg för steg – handledning i samhällsekonomisk konsekvensanalys för Naturvårdsverket*. Västerås: Edita Västra Aros.
- Naturvårdsverket (2008). *Små avloppsanläggningar – Handbok till allmänna råd*. Handbok 2008:3, Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2013). *Hållbar återföring av fosfor*. Rapport 6580. Bromma: Arkitektkopia AB.
- Naus, J. & van Vliet, B. (2012). *Over Spoelen en Vermalen. Bewonersonderzoek naar percepties en gebruikerservaringen van het project Waterschoon in Sneek*. Rapport. Wageningen, Wageningen universitet.

- Nordin, A. (2010). Ammonia sanitisation of human excreta. Sveriges lantbruksuniv., Acta Universitatis agriculturae Sueciae, 1652-6880; 2010:67. ISBN 978-91-576-7512-5 [Doktorsavhandling]
- Norin, E., Gruvberger, C., Nilsson, P.O. (2000). Hantering av svartvatten från Tegelvikens skola – kretsloppssystem med våtkompostering, SVU-rapport 2000-3, Svenskt Vatten, Stockholm.
- NSR (2011). Innehållsdeklaration för NSR biogödsel. Helsingborg, Nordvästra Skånes Renhållnings AB (NSR).
- NSVA (2014). *Öresundsverket Helsingborg, Miljörapport 2013*. Rapport. Helsingborg, Nordvästra Skånes Vatten och Avlopp.
- Nykvist, A. (2012). *Värmeåtervinning ur spillvatten i befintliga flerbostadshus*. Examensarbete Kungliga Tekniska Högskolan: Stockholm.
- Oldenburg, M. (2007). *Final cost calculation report for the demonstration project "Sanitation Concepts for Separate Treatment of Urine, Faeces and Greywater"* (SCST). Rapport. Lubeck, OtterWasser GmbH.
- Petersens, E., Kvarnström, E., Johansson, M. (2005). Helsingborg Interreg – Handbok om urinsortering. Nedladdad från avloppsguiden .se, 2016-09-01
- Petersens, E., Granath, M. (2015). Utvärdering av användaraspekter av vakuumtoaletter till slutna tank. WRS Uppsala AB, RAPPORT nr 2015-0743-A, Uppsala.
- Reicherter, E. (2001). Spezifische Kosten der Abwasserbehandlung zur Ermittlung der wirtschaftlichsten Variante (Övers. Specifik kostnad för avloppsvattenrening för att fastställa den mest ekonomiska varianten). In: F. W. Günthert (ed.) Kommunale Kläranlagen: Bemessung, Erweiterung, Optimierung, Betrieb und Kosten, Kontakt & Studium Band 510, 3, expert Verlag, Renningen, Tyskland.
- Remy, C. (2010). Life Cycle Assessment of conventional and source-separation systems for urban wastewater management. Diss. Technischen Universität Berlin: Berlin: der Technischen Universität Berlin.
- Sagberg, P., -Grundnes Berg, K., 2000. Cost optimisation of nitrogen removal in a compact nitrogen and phosphorus WWTP. *Water science and technology*, 41 (9), 147–154.
- SCB (2015). Statistikdatabasen, Statistiska centralbyrån, www.scb.se 2015-11-04
- Schönfelder, W., Giese, T., Augustin, K., Bertram, N.-P., Kuck, W., Li, Z., Meininger, F., Reuschel, A. (2013). Energetische Optimierung des HAMBURG WATER Cycle® im Stadtquartier Jenfelder Au. Hamburg, Hamburg Wasser.
- Skambraks, A.-K., Augustin, K., Meininger, F. (2013). *Key Factors and Challenges for Implementing the Large-Scale Integrated Wastewater and Energy Generation Concept HAMBURG WATER Cycle® in the Settlement Jenfelder Au in Hamburg*. Konferensbidrag. International Water Week Amsterdam, Amsterdam (NL) 6 november 2013.

- Skambraks, A.-K. (2015) Hamburg Wasser. Personligt meddelande 2015-04-23.
- SP (2015). SPCR 178 Certifieringsregler för System för Kvalitetssäkring av fraktioner från små avlopp, december 2012, www.sp.se (hämtat 2015-11-11)
- Spångberg J, Tidåker P, Jönsson H. (2014). Environmental impact of recycling nutrients in human excreta to agriculture compared with enhanced wastewater treatment. *Sci Total Environ.* 2014; 493:209–219.
- STOWA (2014). Evaluatie nieuwe sanitatie noorderhoek Sneek. Rapport, STOWA, Amersfoort (NL).
- Svenskt Vatten (2007). Svenskt Vatten P94, ABVA 07 – Allmänna bestämmelser för användande av kommuns allmänna vatten- och avloppsanläggning samt Information till fastighetsägare Textförslag. Stockholm, Svenskt Vatten.
- Sveriges Radio (2006). Privat hyresvärd har kopplat bort miljövänliga toaletter, Radio P4 Östergötland, 8 september 2006, sverigesradio.se (nedladdat 2016-04-13).
- Swart D., and Palsma A.J. (2013). The Netherlands: "Nieuwe Sanitatie." I T. A. Larsen, K. M. Udert and J. Lienert (red.). *Source Separation and Decentralization for Wastewater Management*. London: IWA Publishing. 431–438.
- Thelin, G. (2015). Ekobalans. Personligt meddelande. 2015-07-20.
- Trafikverket (2016). Analysmetod och samhällsekonomiska kalkylvärden för transportsektorn: ASEK 6.0 – Kapitel 12 Kostnad för climateffekter. Trafikverket, Borlänge.
- Urban Water. (2011). *Om Köksavfallskvarnar tillåts i Göteborg*. Tekniska och ekonomiska konsekvenser. Rapport 2011-07-06. CIT Urban Water Management AB, Göteborg.
- Wallin, J. & Claesson, J. (2014) Analyzing the efficiency of a heat pump assisted drain water heat recovery system that uses a vertical inline heat exchanger. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*. Volume 8, Pages 109–119
- Wallsten, B. (2015). Mälarenergi AB. Personligt meddelande 2015-11-09.
- Vidal Estevez, B. (2014). Blackwater sanitization with urea in Sweden: sanitization effect and environmental impact. Master thesis, Dep. of Energy and Technology, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Wiersma, L. (2012). Project Waterschoon Onderzoeksfacet: "Effectiviteit Verwerkingssysteem" Nieuwsbrief Zwartwaterverwerking. Rapport: Desah, Sneek (NL).
- Wiersma, L. (2013). Project Waterschoon Onderzoeksfacet: "Effectiviteit Verwerkingssysteem" Nieuwsbrief Verwerking van zwart- en grijswater. Rapport: Desah, Sneek (NL).
- Wiersma, L., Elzinga, N. (2014). Effectiviteit van het Decentrale Verwerkingssysteem Waterschoon, Noorderhoek Sneek. Rapport: Desah, Sneek (NL).

- Witteveen Bos (2014). *Onderzoek duurzaamheid nieuwe sanitatie*. Rapport: Witteveen Bos. Deventer (NL)
- Wittgren, H.B., Malmqvist, P.A., Norström, A., Pettersson, F. & Svensson, G. (2011). Systemanalys av kretsloppssystem för Norra Djurgårdsstaden, Stockholm. Rapport 2011:1. Göteborg, CIT Urban Water Management AB.
- Wuttke, M. (2014). *The HAMBURG WATER Cycle® in the settlement Jenfelder Au – challenges of a sustainable sanitation project on a district-scale*. Konferensbidrag. European utility week, Amsterdam (NL) 4 november 2014.
- Öhrn Sagrelius, P. (2015). *Sorterande avloppssystem: Kostnads- och nyttoanalys i stadsdelen H+*, Helsingborg. Examensarbete Lunds Universitet: Lund.

Appendix 1 - Kostnadsberäkning

Metodbeskrivning och systemgränser

Beskrivningen av hur beräkningar utfördes och vilka systemgränser som valts är uppdelat i sex avsnitt. Dessa är:

- Hushåll
- Matavfall
- Ledningsnät
- Reningsverk
- Inkomster

Hushåll

Varje bostadshus antas ha 80 lägenheter med fem trappuppgångar, fyra våningar och fyra lägenheter på per våningsplan. Varje våning är 3 m. Varje vertikal ledning är 16 m och varje trappuppgång har separat ledningar för kök och badrum i det konventionella alternativet och det källsorterande systemet har ledningar för badrum (vakuumledning för klosett-vatten och självfallsledning för BDT-vatten). I kök finns två ledningar (självfallsledningar för matavfall och BDT).

Den totala rörledningslängden i källaren är 800 m ($3 \cdot 800 = 2\,400$ m för det källsorterande systemet).

Enhetskostnader för ledningar inklusive installation har hämtats från CalcNet (2015). Horisontella huvudledningar 1 223 SEK/m, Vertikala ledningar 552 SEK/m och tryckledningar 786 SEK/m.

Drift och underhållskostnader för vakuumssystemet är 560 SEK/toalett (Hamburg Wasser, 2013). Driftskostnaden för en avfallskvarn är 4,2 kWh/hushåll, år och vattenanvändningen 5 liter per hushåll och dag (Avfallskvarn, 2013). Vakuumtoaletten använder 1,5 liter per spolning medan en standardtoalett använder 2/4 liter per spolning.

Tabell A1-1 Indata för hushåll

Systemdel	Kommentar	Kortreferens	Referens
1. Hushåll	Horisontell ledning självfall, material och installation	CalcNet (2015)	CalcNet (2015). http://calcnet.ciber.se/PriceBook.aspx (PN//005)
	Vertikal ledning självfall, material och installation	CalcNet (2015)	CalcNet (2015). http://calcnet.ciber.se/PriceBook.aspx (PN//005)
	Vakuumledning, material och installation	CalcNet (2015)	CalcNet (2015). http://calcnet.ciber.se/PriceBook.aspx (PN//308)
	Drift och underhåll -vakuumssystem	Hamburg Water (2013)	Hamburg Water (2013). Energetische Optimierung des Hamburg Water Cycle® im Stadtquartier Jenfelder Au, Research project 0327400Y Final Report
	Elanvändning matavfallskvarn	Beamvac (2013)	Beamvac (2013). E-mail 2013-12-15
	Vattenanvändning matavfallskvarn	Avfallskvarn (2015)	http://avfallskvarn.se/om-avfallskvarnar/ekonomi . Hämtat 2015-03-27
	Avfallskvarn - investerings- och installationskostnad	Beam (2011)	BEAM Sverige AB, 2011-02-11. Offert på avfallskvarnar för hushåll.

En avfallskvarn beräknas kosta 1 450 SEK/st i inköp och ha en installationskostnad på 550 SEK/kvarn (Beam Sverige AB, 2011).

Matavfall

Genererade mängder matavfall, halter av näringsämnen, förluster i massbalanser och potential för näringsåterförsel och biogasproduktion togs från Kjerstadius et al. (2015).

Konventionellt system:

I matavfallshanteringen inkluderades insamling av matavfall med sopbil. Körsträcka och timkostnad för sopbil baserades på Lantz (2013) men anpassades med antaganden för urban bebyggelse. Matavfall förbehandlades i skruvpress och rötades sedan i biogasanläggning. Hela rötresten antogs vara biogödsel och transporterades i våtfraktion med slamsug till jordbruksmark. Transportavstånd var 30 km till mellanlager plus 20 km till jordbruksmark. Kostnad för skruvpress är beräknad baserad på data från Avfall Sverige (2013). Kostnad för matavfallsanläggningen baserades på samma metod som för reningsverk. På flygfoto över Filborna anläggningen i Helsingborg identifierades maskinhall och personalbyggnader samt areauppskattades med on-line mätverktyg. Dessa areor multiplicerades sedan med schablonkostnader för maskinhall och personalbyggnader i ERAN (2011) och ERAN (opubl.). Slutligen allokerades endast en del av denna kostnad till kostnaden för matavfall från hushåll. Allokeringen innebär att 30 % av kostnaden för matavfallsanläggningen antogs bero på hantering av matavfall från 120 000 personer. Antaganden om 30 % bygger på matavfallsanläggningen Filborna i Helsingborg där ca 30 % av det som hanteras kommer från hushåll (NSR, 2014). Till skillnad från reningsverkskostnaden så inkluderades inga andra byggnader eller areor i kostnadsberäkningen för matavfallsanläggning. Detta då Filborna-anläggningen hanterar många olika sorters avfall samt den stora osäkerhet som råder med att använda schablonkostnader för reningsverk på matavfallsanläggning. Det är dock författarnas uppfattning att kostnaden för matavfallsanläggning i denna studie är, om något, underskattad. Författarna ser fram emot den pågående studie av Avfall Sverige om installationskostnader för matavfallsanläggningar som skall publiceras 2016. Driftskostnader beräknades från Yngvevesson et al. (2013).

Källsorterande system:

I det källsorterande systemet transporteras matavfall i en egen LTA-ledning till reningsverk. Ledningen går parallellt med ledningar för klosettatten och BDT-vatten. Kostnaden för att samlägga tre ledningar togs från Dahl (2013a).

Tabell A1-2 Indata för matavfall

Systemdel	Kommentar	Kortreferens	Referens
2. Matavfall	Installationskostnad + underhållskostnader skruvpress	Avfall Sverige (2013)	Avfall Sverige (2013) Förbehandling av matavfall för biogasproduktion . Inventering av befintliga tekniker vid svenska anläggningar. Report: Avfall Sverige Utveckling rapport B2013:01
	Underhållskostnader biogasanläggning för matavfall	Yngvesson et al. (2013)	Yngvesson, J., Persson, E., Fransson, M., Olsson, M., Henriksen, G., Björkmalm, J. Energi- och kostnadseffektiv biogasproduktion från avfall . Kartläggning och jämförande av nyckeltal (Benchmarking energy and cost for biogas production from organic waste materials). Borås. Report WR (waste Refinery) 2013.
	Genererat matavfall	Kjerstadius et al. (2015)	
	Värmeförluster biogasreaktor	Based on Lantz dissertation - paper III, p. 12-13	

Ledningsnät

Samtliga kostnader för ledningsnät togs från Dahl (2013a).

Konventionellt system:

BDT-vatten och klosettwater leds i gravitationsledning med enstaka pumpstationer (antal baserat på Helsingborgs stad) till reningsverk. Sträckan på ledningsnät (4,9 m/capita) baseras på Dahl (2013b) och överensstämmer väl med liknande städer i Sverige (Öhrn Sagrelus, 2015).

Källsorterande system:

BDT-vatten leds separat i gravitationsledning med enstaka pumpstationer (antal baserat på Helsingborgs stad) till reningsverk. Klosettwater samlas in med vakuumstationer belägna utanför fastighetsgränser. 100 % redundans är inkluderat på vakuumstationerna (dvs. det är kostnads beräknat för dubbelt så många vakuumstationer som egentligen behövs). Svartvattnet leds sedan med mindre LTA-ledning till reningsverk. Matavfall samlas in med köksavfallskvarn i hushåll (kvarnen betalas av byggherren) och leds sedan med mindre LTA-ledning till reningsverk. Samtliga tre ledningar samläggs för att minska kostnaderna. Sträckan på ledningsnät (3,7 m/capita) baseras på en antagen högre exploateringsgrad i det område där källsorterande system byggs, vilket är baserat på de hittills planerade områdena i H+ (Helsingborg stad 2014).

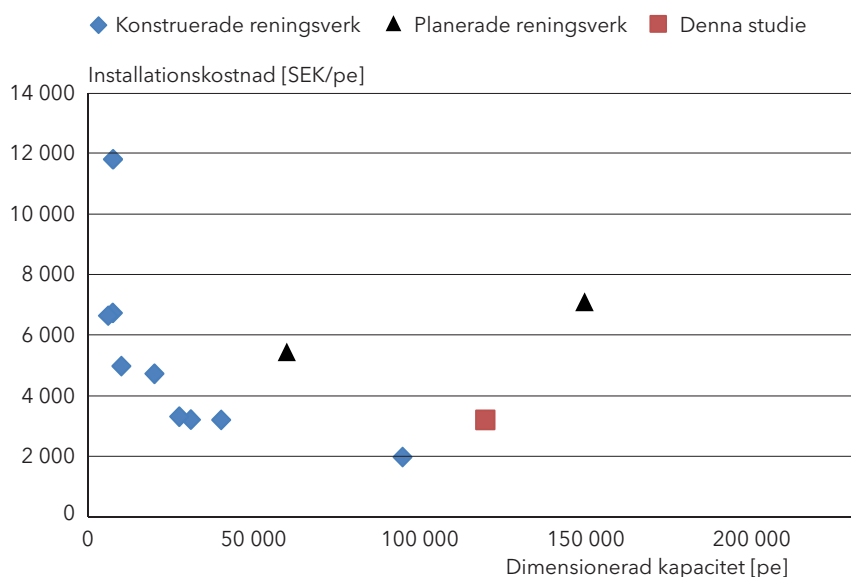
Tabell A1-3 Indata för ledningsnät

Systemdel	Kommentar	Kortreferens	Referens
3. Ledningsnät	Kostnader för att samlägga olika ledningsnät	Dahl (2013a)	Dahl, Sofia (2013). NSVA. Personlig kontakt. 21 November 2013.
	Ledningsnätslängder Helsingborg stad.	Dahl (2013b)	Dahl, Sofia (2013). NSVA. Personlig kontakt. 27 November 2013.
	Underhållskostnader ledningsnät & pumpstationer. Data över pumpstationer.	Hagman (2015)	Hagman, Marinette (2015). NSVA. Personlig kontakt. 6 mars 2015.
	Installationskostnad och livslängd pumpstation.	Hagman (2013)	Hagman, Marinette (2013). NSVA. Personlig kontakt. 4 oktober 2013.
	Antal personer anslutna till Öresundsverket.	NSVA (2014)	NSVA (2014) Miljörapport Öresundsverket. Helsingborg, NSVA.
	Kostnader vakuumgenerator.	Enhage (2013)	Enhage, Lars (2013). Combutech. Personlig kontakt. 23 september 2013.
	Kapacitet vakuumgenerator.	Markstedt (2015)	Markstedt, Anders (2015). Jets Sweden. Personlig kontakt. 8 april 2015.
	Kostnad pumpgrop.	Dahl (2015)	Dahl, Sofia (2013). NSVA. Personlig kontakt. 29 maj 2013.

Reningsverk

Konventionellt system:

Beräkningarna baserades på Öresundsverket (119 000 pe belastning 2013) så som det beskrivs i NSVA (2014). Installationskostnader beräknades på följande vis. På flygfoto över Öresundsverket i Helsingborg identifierades bassänger, maskinhallar, pumphus och personalbyggnader. Dessa areauppskattades sedan med on-line mätverktyg. Dessa areor multiplicerades sedan med schablonkostnader baserade på ERAN (2011) och ERAN (opubl.). Denna metod uppskattade installationskostnaden för Öresundsverket (150 000 pe dimensionerad belastning) till 483 MSEK vilket motsvarar en kostnad per capita på 3 200 SEK/capita. För jämförelse har en sammanställning av installationskostnaderna för reningsverk konstruerade i Sverige från 1994 och framåt presenteras i figur A1-1. Kostnaderna i figuren är



Figur A1-1

Installationskostnader för konventionella reningsverk tillsammans med den i denna studie beräknade installationskostnaden för Öresundsverket samt den uppskattade kostnaden för planerade verk. Figur utökad från Öhrn Sagrelius (2015).

uppräknade till 2013 års penningvärde och det framgår således av figuren att den beräknade kostnaden är något dyr jämfört med kostnaderna för konstruerade reningsverk. Dock är den lägre än för de två större verk som är planerade i Borås och Lidköping. Notera också att kostnaderna i figuren är på installationskostnad innan årsberäkning. För årskostnadsberäkning i denna studie ansattes bassänger till 30 års livstid och maskinhallar, personalbyggnader sattes till 15 års livstid.

Driftskostnader för ett konventionellt reningsverk i denna studie beräknades från VASS-intern data från NSVA (Gustavsson, 2015; Hagman, 2015). El- och värmeförbrukning beräknades enligt modell av Remy (2010 & 2012).

Källsorterande system:

Installationskostnader och driftskostnader för minireningsverket för 12 000 pe baserades främst på kostnadsuträkningar av ett liknande reningsverk i Sneek (NL) av Meulman (2015a & b). Då dessa beräkningar på två riktiga installationer kan de antas bara data av god kvalitet. Installations- och driftskostnad för struvitfällning och ammoniakstrupper baserades på Thelin (2015) som utfört beräkningar på de koncentrationer och flöden som beräknats från Kjerstadius et al. (2015) och därför ansågs mer representativa för H⁺ än de kostnader som beräknats baserat på Sagberg & Berg (1996) och Meulman (2015a & b).

Tabell A1-4 Indata för reningsverk

Systemdel	Kommentar	Kortreferens	Referens
4. Reningsverk	Specifika kostnader för bassänger och byggnader vid reningsverk.	ERAN (2011)	ERAN (2011). Översiktlig värdering av förutsättningarna för att överleda avloppsvattnet från Bjuvs reningsverk (Ekebro) till Åstorps reningsverk (Nyvång). Report: ERAN Miljökonsult, Bjärred.
	Specifika kostnader för bassänger och byggnader vid reningsverk.	ERAN (opubl.)	ERAN (opublicerad). Industritaxa för avloppsvattenavledning från XXAB till Lundåkraverket. Report: ERAN Miljökonsult, Bjärred.
	Antal personer anslutna till Lundåkraverket.	NSVA (2014b)	NSVA (2014). Miljörapport Lundåkraverket 2013. Helsingborg: NSVA.
	Areor och volymer för bassänger och byggnader vid Öresundsverket.	Petersson (2015).	Petersson, Jan-Erik (2015). NSVA. Personlig kontakt. 15 april 2015.
	EL och värmekostnader år 2013 Öresundsverket. Budget Öresundsverket 2013.	Gustavsson (2015)	Gustavsson, Pär (2015). NSVA. Personlig kontakt. 31 mars 2015.
	VASS-data. Slammängder & kemikalier. Öresundsverket 2013. Kostnader för byggnader och personal. Öresundsverket & NSVA 2013.	Hagman (2015)	Hagman, Marinette (2015).NSVA. Personlig kontakt. 6 mars 2015.
	Elförbrukning, dimensionering och antal anslutna Öresundsverket	NSVA (2014a)	NSVA (2014).Miljörapport Öresundsverket 2013, Helsingborg, NSVA.
	Energi- och värmeförbrukning olika behandlingssteg vid konventionellt reningsverk	Remy (2010)	Remy, C., 2010. Life Cycle Assessment of conventional and source-separation systems for urban wastewater management, Berlin: der Technischen Universität Berlin.
	Energi- och värmeförbrukning olika behandlingssteg vid konventionellt reningsverk	Remy (2012)	Remy, c. and jekel, M. 2012. Energy analysis of conventional and source separation systems for urban wastewater management using Life Cycle Assessment. Water Science and Technology, 65(1) pp. 22-29.
	Installations & driftskostnader för minireningsverk i Sneek (NL) för 80 resp. 1 200 pe.	de Graaf & Van Hell (2014)	de Graaf, R. & van Hell, A.J. (2014) Financiële Economische Analyse (FEA) Noorderhoek Waterschoon te Sneek. Borculo (Nederländerna): RDGM management met kleur & Harleem (nederländerna): van Hell advies.
	Installations & driftskostnader för minireningsverk i Sneek (NL) för 12 000 pe fördelat på behandlingssteg.	Meulman (2015a)	Meulman, B. (2015a). Decentralized-Integrated-Sustainable-Wastewater-Treatment- Green Energy-Recovery of valuable Elements including substantial watersavings (Memo on Technical Aspects). Sneek (Nederländerna): Desah.
	Installationskostnader för minireningsverk fördelat på behandlingssteg.	Meulman (2015b)	Meulman, B. (2015b). Memo: Investerings- en exploitatiekosten afvalwaterzuivering Schipperskaai voor 1 200 ie, 2 200 ie en 3 700 ie. Sneek (Nederländerna): Desah.
	För att beräkna installationskostnader för storskalig ammoniakstripper	Sagberg & Grundnes Berg (2000)	Sagberg, P, and Grundnes Berg, K., 2000. Cost optimisation of nitrogen removal in a compact nitrogen and phosphorus WWTP. Water Science and Technology, 41(9), 147-154.
	Installations- och driftskostnader småskalig ammoniakstripper.	Thelin (2015)	Thelin, Gunnar (2015) Ekobalans. Personlig kontakt. 20 juli 2015.
	Installations- och driftskostnader struvitfällningsreaktor.	Thelin (2015)	Thelin, Gunnar (2015) Ekobalans. Personlig kontakt. 20 juli 2015.

Jordbruk & Transporter

Allmänt:

Antagna transportavstånd från Öresundsverket till mellanlager: 30 km och från mellanlager till avsättning i jordbruk: 20 km, till övrig avsättning: 100

km. Antagen last per körning: 35 ton. Antagen kostnad per tidsenhet 30 Km/h och kostnad per tidsenhet: 1,05 SK/H (HIR Malmöhus, 2014).

Konventionellt system:

Slamspridning används en fastgödselspridare, 2-stegspridning, 15 m³ En 4WD, 180 kW traktor används med en midjestyrd lastmaskin, ca 12 ton. Last: 12 ton/körning och 3 körningar per timme. Hyreskostnader för maskiner är hämtade från HIR Malmöhus (2014). Laster och antal körningar från Eric Jakobsson, Energifabriken muntligen.

Källsorterande system:

Vid spridning av biogödsel, struvit + ammonium används en tankvagn, styrboggi, 3-axlad, 25 M3 med en 24 m slamspridarramp. Samma traktor som i konventionellt system. Last: 25 ton/körning och 3 körningar per timme. Hyreskostnader för maskiner är hämtade från HIR Malmöhus (2014). Laster och antal körningar från Eric Jakobsson, Energifabriken muntligen.

Tabell A1-5 Indata för slamhantering & näringsåterförsel

Systemdel	Kommentar	Kortreferens	Referens
5-6.Slamhantering & näringstillförsel	Kostnader relaterade till användning av jordbruksmaskiner	HIR Malmöhus (2014)	HIR Malmöhus (2014). Maskinkostnader 2014 – Underlag och kalkylexempel för lantbruksmaskiner. Maskinkalkylgruppen & HIR Malmöhus.
	Data för spridning av restprodukter på jordbruk	Jakobsson, E. (2015)	Jakobsson, Erik (2015). Energifabriken, personlig kontakt 2015-06-01

Intäkter

Intäkter för biogasproduktion beräknades för rågasförsäljning med ett pris på 2,8 SEK/Nm³ CH₄ vilket beräknats från Eriksson (2014). De bör påpekas att försäljningspris av uppgarderad biogas är mer än dubbelt så högt. Intäkter från näringsämnen fosfor och kväve i fraktioner som återförs till jordbruksmark beräknades enligt Jönsson et al. (2013) med ett värde på 16,42 SEK/kg P respektive 11,11 SEK/kg N. Även Esemén & Dockhorn (2008) har använt sig av en liknande metod där värdet av näringsämnen i återvunna fraktioner likställdes med värdet på näringsämnen i mineralgödsel.

Tabell A1-6 Indata för intäkter

Systemdel	Kommentar	Kortreferens	Referens
7. Inkomster	Försäljningspris ouppgraderad biogas	Eriksson (2014)	Eriksson, Maria (2014). Mälarenergi. Personlig kontakt 23 oktober 2014
	Värde av fosfor och kväve som återförs till jordbruk	Jönsson et al (2013)	Jönsson, H., Nordberg, Å. & Vinnerås, B. 2013. Återföring av fosfor i källsorterade fraktion av urin, fekalier, matavfall och liknande rötat samhälls- och lantbruksavfall. Rapport 061 Uppsala: SLU Sveriges Lantbruksuniversitet
	Installationskostnader för minireningsverk fördelat på behandlingssteg.	Meulman (2015b)	Meulman, B. (2015b). Memo: Investerings- en exploitatiekosten afvalwaterzuivering Schipperskaai voor 1 200 ie, 2 200 ie en 3 700 ie. Sneek (Nederländerna): Desah.

Appendix 2 - Dataunderlag till ekonomisk analys

Ekonomiska indata till studien samlades in från en rad källor. För att underlätta hantering så samlades alla data i en databas. Databasen består av Excel-filer, varav en fil är huvudfilen och resten är så kallade separata excelfiler. Samtliga finns tillgängliga för icke-kommersiellt bruk. Kontakta författarna vid önskemål om att använda databasen.

För att underlätta arbete med data så barbetades den i separata excelfiler. Från dessa separat filer så lades data in i huvudfilen. Data hade då normaliserats till enheter som var lätta att jämföra. Vidare hade alla ekonomiska data normaliserats till värdet av SEK den 2013-01-01. Nedan presenteras de huvudsakliga indata som användes i huvudfilen för de ekonomiska beräkningarna. Läsaren kan notera att data i de flesta fall refererar till de separat Excel-filer som finns i databasen. Primärreferenser återfinns således i de separata Excel-filer som data har bearbetats i. Det bör påpekas att data i många fall är specifik för antaganden som har gällt i denna studie (exempel på detta är antal invånare och lokala regionala data från Helsingborgs stad). Således bör data inte ses som generellt applicerbar i andra studier. Om data skall användas i andra studier eller för jämförelse med andra studier rekommenderar författarna stark försiktighet och kritisk omdöme. Författarna ställer sig inom rimlighetens gräns till förfogande för frågor om data i tabellerna nedan. Slutligen bör det påpekas att språket i tabellerna är engelska (för att underlätta eventuell framtida användning av data i forskningssammanhang).

Tabell A2-1 Ekonomiska data för hushåll.

Component	System	Material Installation cost [SEK]	Labour Installation Cost [SEK]	Annual Labor Maintenance [SEK]	Annual Electricity [kWh]	Annual Heat [kWh]	Technical Life Expectancy [years]	Comment	Reference
Combined Sewer	Conventional							*See separate excel spread sheet for system specifics	
Toilet		360 000 per building	80 000 per building	29 047 per building	0	0	25	"standard" toilet is assumed. Maintenance include water and technical operation	Separate Excel sheet: 1A. Household
Residential pipeline system		1 331 680 per building	- included	26 634 per building	0	0	50	Maintenance= 2% av investeringskostnaden obs! se: Kärman et al (2001); Suratek AB, intervju (2003), drift= 2%	Separate Excel sheet: 1A. Household
Food waste disposal		16 960 per building	- included	339 per building	0	0	25	Maintenance= 2% av investeringskostnaden obs! se: Kärman et al (2001); Suratek AB, intervju (2003), drift= 2%	Separate Excel sheet: 1A. Household
Combined GW + Vacuum BW + Vacuum FW	Source separation								
Toilet		448 000 per building	80 000 per building	44 688 per building	0	0	25	*Maintenance: Water consumption and technical operation	Separate Excel sheet: 1A. Household
Residential pipeline system		2 636 480 per building	- included	52 730 per building	0	0	50	Maintenance= 2% av investeringskostnaden obs! se: Kärman et al (2001); Suratek AB, intervju (2003), drift= 2%	Separate Excel sheet: 1A. Household
Food waste disposer		116 000 per building	44 000 included	2 320 per building	336 kWh/building	0	25	*Maintenance: Water consumption cost plus technical operation obs! se: Kärman et al (2001); Suratek AB, intervju (2003), drift= 2%	Separate Excel sheet: 1A. Household
Urea hygienization									
Combined GW + Vacuum BW		2 384 960 per building		47 699 per building					

Tabell A2-2 Ekonomiska data för matavfallsanläggning (transporter inte inkluderade).

Component	System	Material Installation cost [SEK]	Labour Installation Cost [SEK]	Annual La- bour Main- tenance [SEK]	Annual Electricity [kWh]	An- nual Heat [kWh]	Technical Life Ex- pectancy [years]	Comment	Reference
FWAD-Plant	Conven- tional	0 included in labour inst.	381 per capita	333 per capita	3 per capita	10 per capita	30 assumed	Includes screw press + storage pits. Collection transports is calculated in sheet 2. Food waste.	Separate Excel sheet: 2A; Treatment of food waste

Tabell A2-3 Ekonomiska data för ledningsnät.

Component	System	Material Installation cost [SEK]	Labour Installation Cost [SEK]	Annual Labor Maintenance [SEK]	Annual Electricity [kWh]	Annual Heat [kWh]	Technical Life Ex- pectancy [years]	Comment	Reference
Combined Sewer or GW-sewer	Conven- tional	6 000 SEK/m	0 Included in material cost	18 693 SEK/km net	0 included in labour maint.	0 included in labour maint.	50 assumed		Separate Excel files 3A & 3B. Email NSVA 27/11 2013 (Installation cost). VASS-internal data (maint.). Email Hagman NSVA 6 march 2015 (life exp.).
Combined GW + vacuum BW	Source separation	7 300 SEK/m	0 Included in material cost	18 693 SEK/km net	0 included in labour maint.	0 included in labour maint.	50 assumed		Separate Excel files 3A & 3B. Email NSVA 27/11 2013 (installation cost)
Combined GW + vacuum BW + vacuum FW	Source separation	8 500 SEK/m	0 Included in material cost	56 079 assumed the same as for combined system. SEK/ km net	0 included in labour maint.	0 included in labour maint.	50 assumed		Separate Excel files 3A & 3B. Email NSVA 27/11 2013 (installation cost)
BW vacuum sewer	Urea hygieniza- tion	3 000 SEK/m	0 Included in material cost	18 693 assumed the same as for combined system. SEK/ km net	0 included in labour maint.	0 included in labour maint.	50 assumed		Email NSVA 27/11 2013 (installation cost)
Pump for pressurized sewer	Source separation	1 400 000	0	53 649	0 included in labour maint.	0	30	One pump station needed per separate flow.	Separate Excel files 3A & 3B. NSVA Excel sheet with requested data (2013) (installation costs). VASS-internal data & Email Hagman NSVA 6 march 2015 (annual maint.).
		per pump	incl. In cost for material	per pump	assumed incl. In labour maint.	assumed zero			
Jets 190 MB – vacuum pump and shredder	Source separation	220 500 per pump	253 063 per pump	2 625 per pump	5 500 per pump	0 per pump	50	1 pump can handle 2 500 people at peak flush.	Separate Excel Sheet 3C.
Blackwater holding tank	Urea hygieniza- tion	8 900 SEK/m ³	24 000 Included in material cost	0 assumed	0 assumed	0 assumed	30 assumed	Based in Fullriggaren (telephone interview with Mimmi Bissmont)	Separate excel file: Uppskattad kostnad svartvattentank

Tabell A2-4 Ekonomiska data för avloppsreningsverk.

Component	System	Material Installation cost [SEK]	Labour Installation Cost [SEK]	Annual Labor Maintenance [SEK]	Annual Electricity [kWh]	Annual Heat [kWh]	Technical Life Expectancy [years]	Comment	Reference
Conventional WWTP - Civil works	Conventional	0 included in labour inst.	2 586 per capita	139 per capita	57 per capita	49 per capita	30 assumed	Based on Öresundsverket WWTP 150 000 pe capacity, Helsingborg. Valid for a case with 119 000 cap connected to WWTP.	From separate excel sheets "4A. WWTP Installation cost" and "4B. WWTP Annual costs"
Conventional WWTP - Technical works	Conventional	0 included in labour inst.	631 per capita	0 incl. In civil works	0 incl. In civil works	0	15 assumed	Based on Öresundsverket WWTP 150 000 pe capacity, Helsingborg. Valid for a case with 119 000 cap connected to WWTP.	From separate excel sheet "4A. WWTP Installation cost"
Source sep. WWTP Civil works	Source Separation	0 included in labour inst.	2 398 per capita	110 per capita	8 per capita	142 per capita	30	Based on Sneek Noorderhoek (12 000 cap).	From separate excel sheet "4C. Cost Desah"
Source sep. WWTP Mechanical & Electrical works	Source Separation	0 included in labour inst.	618 per capita	0 incl. In civil works	0 incl. In civil works	0	15	Based on Sneek Noorderhoek (12 000 cap).	From separate excel sheet "4C. Cost Desah"
Ammonia stripper	Source Separation	0 included in labour inst.	667 per capita	77 per capita	8 per capita	78 per capita	30 assumed	Based on Ekobalans 2015. Includes cost for chemicals.	From separate excel sheet "4D. Ammonia stripper"
Struvite precipitator	Source Separation	0 included in labour inst.	333 per capita	15 per capita	2 per capita	0 per capita	30 assumed	Based on Ekobalans 2015. Includes cost for chemicals.	From separate excel sheet "4E. Struvitfällning"
Urea hygienization plant incl. Wet compost - civil works	Urea-hygienization	0 included in labour inst.	11 013 per capita	476 per capita	0 included in annual maint.	0 included in annual maint.	30 assumed	Based on Hölö-plant in Södertälje.	From separate excel sheet "4F. Urea-hygienization"
Urea hygienization plant incl. Wet compost - technical/housing works	Urea-hygienization	0 included in labour inst.	490 per capita	0 incl. In civil works	0 incl. In civil works	0 incl. In civil works	15 assumed	Based on Hölö-plant in Södertälje.	From separate excel sheet "4F. Urea-hygienization"
Urea hygienization plant excl. Wet compost - civil works	Urea-hygienization	0 included in labour inst.	9 154 per capita	75 per capita (urea)	0 included in annual maint.	0 included in annual maint.	30 assumed	Calculated from Hölö-plant in Södertälje. NB! Only civil parts. NO reactor or housing (technical parts with 15 years life span)	From separate excel sheet "4F. Urea-hygienization"

Tabell A2-5 Ekonomiska data för slamtransport och jordbruk.

Component	System	Material Installation cost [SEK]	Labour Installation cost [SEK]	Annual La- bor Main- tenance [SEK]	Annual Electricity [kWh]	An- nual Heat [kWh]	Technical Life Ex- pectancy [years]	Comment	Reference
Cost for lorry transportation (35 ton capacity)	all								Separate Excel sheet: 6. Sludge & Nutrient Recovery
Rent of satellite storage for sludge, FW digestate & struvite + amm stripp	all							1,25-2,50 SEK/ (m ³ ·month)	HIR Malmöhus, 2014 (s. 32)
Storage time for sludge, FW digestate & struvite + amm stripp	all							Assumption	HB Wittgren, SP Urban Water Management, 2015-06-09
Cost for application of sludge to arable land	all								Separate Excel sheet: 6. Sludge & Nutrient Recovery
Cost for application of FW digestate & struvite + amm stripp to arable land	all								Separate Excel sheet: 6. Sludge & Nutrient Recovery
Sludge storage	all		4 000						From WWTP 4a
Number of spreadings per year									
Value of P-tot in mineral fertilizer	all	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.		Jönsson et al. 2013
Value of N-tot in mineral fertilizer	all	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.		Jönsson et al. 2013
Sell price raw biogas	all	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	Non-upgraded biogas Calculated from 9.97 kWh/Nm ³ methane	Personlig kom. Maria Eriksson Mälarenergi 2014-10-23 From separate excel sheet 6. Sludge & Nutrient recovery
Number of buildings									
Urea addition									

Appendix 3 - Annuitetsmetoden

För varje komponent har följande data samlats in (eller antagits):

- Installationskostnad (Uppdelat på materialkostnad samt arbetskostnad) [SEK]
- Årligt underhåll (inkluderar kemikalier & el- och värmeförbrukning) [SEK]
- Teknisk livslängd [år]

Den totala kostnaden per år beräknas sedan med annuitetsmetoden (equivalent annual cost). Denna metod tar med kalkylränta (även kallad diskonteringsränta) i beräkningarna vilket ger effekten att systemdelar med höga investeringskostnader i förhållande till underhållskostnader (exempelvis avloppsrör) ger högre effekt på totalkostnaden för systemet.

Annuitet beräknas enligt formeln:

$$A = \left(\frac{R}{(1+p)^n} - G \right) \cdot ANF + a = \left(\frac{R}{(1+p)^n} - G \right) \cdot \frac{p}{1 - (1+p)^{-n}} + a$$

A = Annuitet [SEK]

ANF = Annuitetsfaktor [-]

R = Restvärde [SEK]

p = Kalkylränta [-]. Även kallad diskonteringsränta. Anges som fraktion, exempelvis 4 % blir 0,04. Denna studie använder en kalkylränta på 4 % vilket är vanligt för samhällsekonomiska system (Naturvårdsverket, 2003). n = ekonomisk livslängd [år]. Denna ersätts i studien med den tekniska livslängden. Att använda den tekniska livslängden istället för den ekonomiska är vanligt i de fall då man räknar på samhällsekonomiska system (Naturvårdsverket, 2003).

I de fallen komponenten inte har någon livslängd har denna för beräkningsändamål satts till 1.

G = Grundinvestering år noll [SEK]

A = årligt inbetalningsöverskott (avkastning – 1 underhåll) [SEK]. Denna inkluderar i studien endast det årliga underhållet.

OBS! I denna studie antas den tekniska livslängden istället för den ekonomiska. Därför antas det vidare att restvärdet (R) blir noll i beräkningarna varpå ekvationen för annuitet förkortas till:

$$A = -G \cdot ANF + a = -G \cdot \frac{p}{1 - (1+p)^{-n}} + a$$

Appendix 4 – Värmeutvinning ur avlopp

Avloppsvatten innehåller en avsevärd mängd energi. Sett till summan av den termiska och kemiska energin så återfinns en majoritet av energipotentialen i form av värme. Larsen (2015) uppskattade den totala termiska och kemiska energipotentialen i hushållsavlopp till 1 000 kWh capita⁻¹ år⁻¹. Av detta är omkring 80 % i form av värme i gråvattnet medan 20 % är potential för extraktion av biogas och näringsämnen (Kjerstadius et al., 2015; Larsen, 2015).

Värmeenergin i avlopp kan tillgodogöras med värmeväxling eller värmepump. Värmeutvinning vid avloppsreningsverk sker i viss utsträckning i Sverige idag men sker då på blandat avloppsvatten, vilket i olika utsträckning består av dagvatten och tillskottsvatten som blandats med hushållsavlopp och sänker avloppets temperatur. Detta påverkar hur mycket värme som effektivt kan utvinnas ur avloppsvattnet genom att påverka temperaturskillnaden mot framledningstemperaturen och därmed värmefaktorn. Vidare kyla hushållsavlopp även ned i ledningsnät under transport till ledningsnät vilket medför en förlust av potentialen för värmeextraktion. Hur mycket avloppsvatten kyla ned i ledningsnätet beror på klimat samt djup och längd på ledningsnät med mera (Dürrenmatt & Wanner (2014). Det finns därför en utökad potential för värmeväxling från avlopp om det sker direkt i anslutning till fastigheten. Bäst potential har värmeväxling på källsorterat BDT-vatten med värmepump då exergin i gråvattnet är högre när det källsorteras ifrån det kalla gråvattnet (Meggers & Leibundgut, 2011). När det gäller en undre gräns för hur mycket vattnet får kylas ned så rekommenderar Svenskt Vatten (2007) att detta får ske ned till temperaturen på levererat dricksvatten. I praktiken kan detta innebära ned till mellan 5–16° C beroende på årstid (HSB, 2015) med ett antaget årsmedel på ca. 8° C (Wallin & Claesson, 2014) vilket kan antas vara representativt för södra Sverige. Slutligen bör det också påpekas att effektiviteten för både värmeväxling och värmepump beror på mycket på hur flödet varierar samt flödets relation till kontaktyta respektive effekt på värmeväxlare eller värmepump. Det är därför sannolikt inte ekonomiskt rimligt att utvinna all värme ur avlopp ned till invatten-temperatur. Wallin & Claesson (2014) har uppskattat en praktisk utvinning ur hushållsavlopp från flerfamiljshus till mellan 66–81 % av maxnedkylningen till invattentemperatur.

Nykvist (2012) beräknade energibehovet för uppvärmning av varmvatten i flerfamiljsbostäder till 1 303 kWh capita⁻¹ år⁻¹ vilket motsvarade 2 736 kWh lägenhet⁻¹ år⁻¹. Detta kan jämföras med Energimyndighetens siffra för samma post som uppgår till 1 150 kWh capita⁻¹ år⁻¹ (Energimyndigheten, 2009). Om det antas en BDT-vattenförbrukning på 100 L capita⁻¹ dag⁻¹ och att detta håller 30° C så är det dock bara ca 850 kWh capita⁻¹ år⁻¹ av värmeenergin som är tillgänglig för att värmeväxla ur BDT-vatten med källsorterande system. Med passiv värmeväxlare uppskattas att ca 20–25 % av denna värme kan värmeväxlas (Nykvist, 2012). Om värmepump används istället så kan en realistisk siffra för liknande hushåll som antagits i denna

studie (flerfamiljshus á 80 lägenheter) vara omkring 66 % av teoretisk max-nedkylning (ned till 8° C) för att vattnet inte skall bli kallare än invatten till fastigheten (Wallin & Claesson, 2014). I sin studie på en fastighet med 110 lägenheter fann Wallin och Claesson (2014) att detta motsvarade en praktisk värmeutvinning med 810 kWh/capita⁻¹ år⁻¹. Detta är väldigt nära de 800 kWh/capita⁻¹ år⁻¹ som nämns som potential för värmeutvinning ur BDT-vatten av Larsen (2015) vid en nedkylning till 10° C. Båda värdena håller sig alltså inom rekommendationerna från Svenskt vatten som säger att värmeutvinning får göras ned till temperatur på levererat dricksvatten (Svenskt Vatten, 2007). Beräknade värden för praktiskt möjlig värmeutvinning ur hushållsavlopp återges i Tabell A4-1. Det kan avslutningsvis nämnas att teknik för värmeåtervinning i bostadshus finns att tillgå på marknaden (Blomsterberg, 2015).

Tabell A4-1 Sammanfattning av möjlig värmeutvinning ur hushållsavlopp.

Referens	Avloppsström	Flöde per dygn och capita [L capita ⁻¹ d ⁻¹]	Värmeutvinning [kWh capita ⁻¹ år ⁻¹]	COP	Kommentar
Larsen (2015)	BDT-vatten	65,5	800	n/a	Beräknad värmeenergi vid temphöjning från 10° C till 38° C.
Wallin & Claesson (2014)	Hushållsavlopp	Inte angivet	810	Inte angivet	Mätt för 110 lägenheter.
Nykvist (2012)	BDT-vatten	Inte angivet	876	4	Beräknat.

Utvinning av värme vid avloppsreningsverk är också belagt med praktiska begränsningar till följd av variationer i flödeshastighet och temperatur (Cipolla & Maglionico, 2014). Vidare är temperaturen på det blandade avloppsvattnet lägre än på källsorterat avlopp vilket medför lägre exergiinnehåll i vattnet respektive lägre COP (coefficient of performance, på svenska: värmefaktor) för en värmepump (Cipolla & Maglionico, 2014; Meggers & Leibundgut, 2011). Cipolla & Maglionico (2014) nämner att COP på omkring 3,25–3,5 är rimligt för avloppsvatten vid 10° C medan Meggers & Leibundgut (2011) nämner COP på 6,5–6,7 för källsorterat BDT-vatten. Det bör dock påpekas att COP även beror på framledningstemperaturen vilket påpekats av Nykvist (2012). Angående värmeutvinning ur kombinerat avlopp vid avloppsreningsverk så kan Öresundsverket (Helsingborg) tjäna som referens för denna studie. Vid detta avloppsreningsverk bedrivs värmeutvinning med värmepump och detaljer återges i Tabell A4-2. Det skall dock hållas i åminne att flödesandelen från hushållsavlopp endast är ca 130 L capita⁻¹ d⁻¹ (Archer, 2012). Den största andelen vatten vid avloppsreningsverken i tabell A4-2 är således från övriga källor, rimligtvis dagvatten, tillskottsvatten och industri. Bidraget från hushållsavlopp till den utvunna värmen är alltså betydligt mindre än det som anges per capita i tabell A4-2.

Tabell A4-2 Sammanfattning av värmeutvinning från kombinerat avlopp vid effluent från reningsverk.

Reningsverk	Belastning år 2013 [pe BOD ₇]	Flöde per dygn och capita [L capita ⁻¹ d ⁻¹]	Värmeutvinning [kWh pe ⁻¹ år ⁻¹]	COP	Referenser
Öresundsverket	143 700	550	714	2,9–3,3	NSVA (2014); Gustavsson (2015) och Baaring (2015).

I denna studie utfördes en känslighetsanalys för värmeutvinning ur avlopp. Denna inkluderade värmeåtervinning från källsorterat BDT-vatten direkt i flerfamiljsfastighet (Källsorterande system) respektive värmeåtervinning från hushållsavlopp vid avloppsreningsverk (Konventionellt system). Värmeutvinning i hushåll baserades på Wallin & Claesson (2014) med kostnader för infrastruktur erhöles från Menerga (Levin, 2015) och baserades på en fastighet med 80 lägenheter och ett peak timflöde på 1,75 m³/h. Värmeåtervinning vid reningsverk baserades på beräkningar från driftdata över Öresundsverket i Helsingborg (Baaring, 2015; Gustavsson, 2015; NSVA, 2014) där en flödesandel på 130 L capita⁻¹ dygn⁻¹ tillskrevs hushållsavlopp. Det antas därmed att värmeutvinningen ur hushållsavlopp vid avloppsreningsverk blir lika stor som ur det blandade avloppet per volymenhet. Det vill säga att den andel av värmeutvinningen som sker vid avloppsreningsverk som kan tillskrivas hushållsavlopp endast motsvarar flödesförhållandet 130 L capita⁻¹ d⁻¹ över det totala flödet 550 L capita⁻¹ d⁻¹, det vill säga cirka 24 %. Ett sådant resonemang medför att potentialen för värmeutvinning ur hushållsavlopp vid avloppsreningsverk blir lägre än potentialen för värmeutvinning ur BDT-vatten vid fastighet (tabell A4-3). Sist bör det nämnas att en COP på 4 har antagits för båda fallen, även om Cipolla & Magliorico (2014) och Meggers & Leibundgut (2011) menar att denna är lägre vid avloppsreningsverk och högre i fastighetsnära system. Vidare har ingen kostnad för underhåll räknats med i studien.

Tabell A4-3 Beräkning av kostnader för värmeutvinning med värmepump från hushållsavlopp vid reningsverk respektive från källsorterat BDT-vatten.

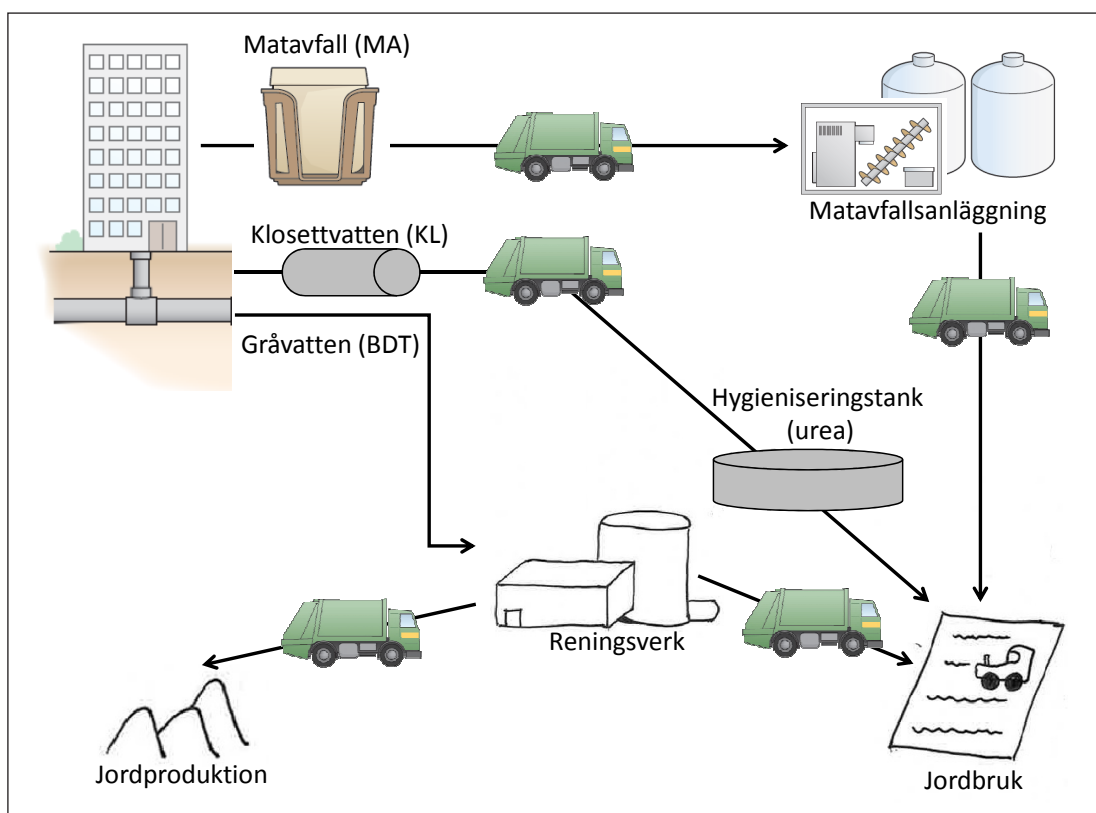
System	Värmeutvinning	Värmeutvinning [kWh capita ⁻¹ år ⁻¹]	COP	Elförbrukning [kWh capita ⁻¹ år ⁻¹]	CAPEX - Kostnad värmepump [SEK capita ⁻¹ år ⁻¹]	Nettovinst [SEK capita ⁻¹ år ⁻¹]	Besparing per lägenhet per 20 år teknisk livslängd [SEK]
Konventionellt (hushållsavlopp)	Vid effluent på avloppsreningsverk	203	4	51	41	11	-
Källsorterat (BDT-vatten)	På BDT-vatten i fastighet (80 lägenheter)	810	4	202	108	101	4 250
Skillnad						90	

Som framgår av tabell A4-3 kan en betydande besparing göras för fastighetsägaren om värmepump på källsorterat BDT-vatten införs. Det framgår även av tabellen att den samhällsekonomiska besparingen blir 90 SEK capita⁻¹ år⁻¹ om värmeväxling sker på BDT-vatten i fastighet. Vidare blir den totala besparingen för fastighetsägare 4 250 SEK per lägenhet och livslängd (20 år). Denna summa kan jämföras med den som presenterades av Nykvist (2012). Han utförde en beräkning för annuitetskostnad över en BDT-vattenvärmväxlare med värmepump (70 % verkningsgrad) vilken kan finnas väldigt representativ för ett system som skulle kunna implementeras i denna studie. Nykvist fann att det motsvarade en total energiutvinning ur spillvatten som motsvarade ca. 50 % av maxnedkylning till invatten-temperatur, vilket är ungefär något lägre än de 66 % som Wallin & Claesson fann för hela hushållsspillvatten. Ett sådant system, med BDT-vattenvärmepump, skulle enligt Nykvist (2012) motsvara 1 840 kWh per lägenhet och år med

ett nuvärde på 11 400 SEK per lägenhet under systemets livstid på 20 år. Nykvist har dock antagit ett lågt pris för fjärrvärme om man jämför med årsvariationen som angivits av (HSB rapport). Hans framräknade besparing på 11 400 SEK per lägenhet är dock mer än dubbelt så hög jämfört med besparingen som anges i denna studie. En del av förklaringen är att Nykvist ej har räknat med kostnaden för infrastruktur. Om kostnaden för infrastruktur tas bort från resultaten i denna studie ökar vinsten för ett BDT-vattensystem till 8 800 SEK per lägenhet vilket dock fortfarande är lägre än Nykvist siffra på 11 400 SEK. Den resterande skillnaden bör ligga i vilka priser som angetts för värme och elektricitet i de båda studierna. Summa summarum så kan de värden som presenteras i tabell A4-3 ses som en uppskattning på vinst för värmeutvinning från källsorterat BDT-vatten.

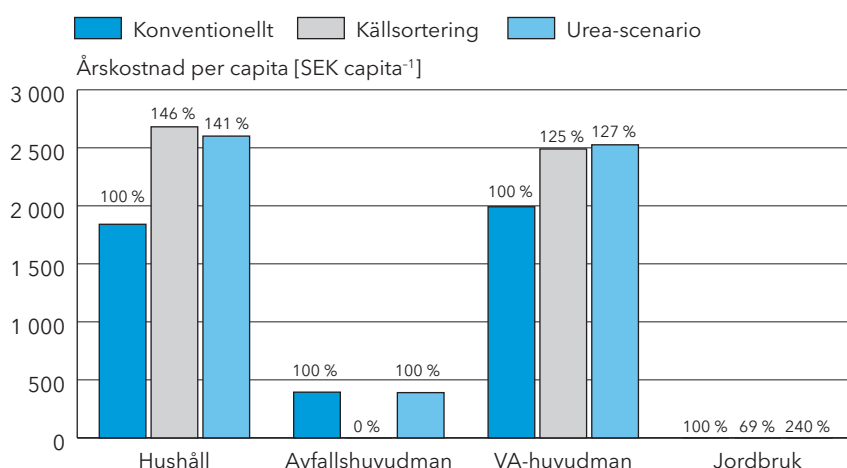
Appendix 5 - Alternativ behandling av källsorterat klosettvatten (Urea-hygienisering)

För jämförelse utfördes även analys av en alternativ behandling av klosettvatten för det mindre område med 10 % av stadens invånare (12 000 personer) som antagits i studien. I denna undersökning undersöktes om hantering av källsorterat urbant avlopp kunde ske utanför staden. I ett sådant system samlas klosettvatten in med vakuumtoaletter till uppsamlingstankar i gatunivå. Klosettavloppet hämtas därefter med slamsug och körs till satellitlager utanför staden. I dessa lager behandlas fraktionen med urea för att hygienisera avloppet, vilket tidigare har beskrivits av Jönsson et al. (2013). Därefter återförs hela våtfraktionen till jordbruksmark. Matavfall och gråvatten samlas i detta system in precis som i det konventionella systemet, det vill säga med ledningsnät till reningsverk (BDT-vatten) respektive papperspåse till matavfallsanläggning. En skiss av systemet framgår av figur A5-1. Ekonomiska data för urea-scenariot baserades mycket på samma data som för det källsorterande systemet. Ytterligare ekonomiska data som användes nedan. Det bör förtydligas att klosettvatten i detta system inte våtkomposteras eller stabiliseras på något annat sätt än med urea-behandling.



Figur A5-1 Systembild över känslighetsanalys med urea-behandling av klosettvattenfraktion.

Kostnadsresultat för systemet framgår av figur A5-2. Den totala kostnaden för systemet motsvarade 5 510 SEK capita⁻¹ år⁻¹ vilket är 30 % dyrare än det Konventionella systemet samt 6 % dyrare än det Källsorterande systemet. Kostnadsökningen jämfört med det konventionella systemet består främst av ökade kostnader för byggherre och VA-huvudman. Kostnadsökningen i fastighet består av ökade kostnader för källsortering. För VA-huvudman är kostnadsbilden mer komplex. Kostnaden för ledningsnät minskar något jämfört med det Källsorterande systemet då klosettvattnen samlas in i gatunära tankar, dock utgör kostnaden för dessa tankar i stort sett samma summa som sparats in på ledningsnät. Vidare finns ingen kostnadspost för ett reningsverk med i detta scenario. Dock behövs många satellitlager för klosettvattnen där den kan lagras inför spridning på åkermark (antas ske två gånger per år). Kostnaden för dessa satellitlager blir så hög att den ungefär motsvarar kostnaden för ett lokalt reningsverk. Hade endast dessa poster inkluderats hade således urea-scenariot blivit lika kostsamt som det Källsorterande systemet. Det som ytterligare ökar kostnaden för urea-scenariot är transportkostnaden för att transportera klosettvattnen ur gatutankar för transport till satellitlager (antas ske en gång per vecka), en kostnad som ökar VA-huvudmannens kostnad jämfört med det Källsorterande systemet.



Figur A5-2 Kostnader för urea-scenariot tillsammans med kostnader för det Konventionella och Källsorterande systemet.

Det bör förtydligas att kostnad för att behandla grävatten vid reningsverk inte har inkluderats i denna känslighetsanalys. Detta beror på antagandet om att systemet skulle implementeras i en mindre del av staden vilket medför att grävattnet skulle kunna släppas till det befintliga reningsverket utan att utgöra en betydande ökning av den totala spillvattenmängden för hela staden. Detta underskattar naturligtvis kostnaden för urea-systemet. Om urea-systemet skulle implementeras i större skala skulle man därför behöva ta ställning till påverkan på processval vid reningsverk samt den ökade kostnaden för att hantera grävattenvolymer vid reningsverket.

En fördel med urea-hygieniseringssystem som bör belysas är att de inte är lika skalberoende som de övriga system som har presenterats i denna studie (det konventionella systemet respektive det källsorterande systemet). Detta då urea-hygieniseringssystemet inte inkluderar ett central reningsverk. Istäl-

let bygger systemet på lokala gatunära tankar varifrån klosettvattnet transporteras med slamsug till ruralt belägna hygieniseringstankar utanför staden för lagring och hygienisering med urea. Dessa tankar har antagits till 1 500 m³ kapacitet varför de har beräknats kunna hantera ca 800 personer vardera (tömning 2 gånger per år för spridning vid jordbruk). Därmed blir systemet flexibelt för ett gradvis genomförande för en växande stad då kapaciteten lätt kan byggas ut efter hand som antal hushåll med klosettvatten tank ökar. Vidare kan de ruralt belägna hygieniseringstankarna beläggas vid eller nära jordbruk där spridning skall ske vilket minskar arbete vid spridning av den hygieniserade biogödseln.

Slutligen bör dataosäkerheten kommenteras. Då ett urbant urea-hygeniseringssystem likt det som undersökts här inte finns implementerat blir vissa data självfallet osäkra. Särskilt osäkra data är de för uppsamlingstankar i gatunära tankar samt kostnaden för hämning av klosettvatten ur gatunära tank. Kostnaden för rurala lagringstankar för KL-vatten stämmer förhållandevis väl överrens med de kostnader som rapporterats för en liknande anläggning av Öhrn Sagrelus (2015).

Tabell A5-1 Sammanställning av ekonomiska data som var unika för urea-scenariot.

Systemdel	Kommentar	Kortreferens	Referens
Urea-Scenario	Ledningslängd KL-system. Antaget till 25 % av ledningsnätetslängd för konventionellt system, dvs 1,2 m/capita.		
	Gatunära tank för KL-vatteninsamling. Baserad på tanksystem för matavfall i kvarteret Fullriggaren i Malmö.	Bissmont (2015)	Bissmont, Mimmi (2015). VA SYD. Personlig kontakt 19 oktober 2015
	Hämtning av KL-vatten ur gatunära tank.	HIR Malmöhus (2014)	HIR Malmöhus (2014). Maskinkostnader 2014- Underlag och kalkylexempel för lanbruksmaskiner. Maskinkalkylgruppen & HIR Malmöhus
	Lagringstank för KL-vatten. Antagen samma kostnad som för slamlagringsbassäng vid reningsverk.	ERAN (opubl.)	ERAN (opublicerad). Industritaxa för avloppsvattenavledning från XXAB till Lundåkraverket. Report: ERAN Miljökonsult, Bjärred.
	Mängd urea vid hygienisering. Antaget 1 massprocent.	Estevez (2014)	Estevez, Brenda Vidal (2014). Blackwater sanitation with urea in Sweden – sanitation effect and environmental impact. Master thesis, Swedish University of Agricultural sciences. Uppsala.
	Kostnad för urea.	Sörensen (2015)	Sörensen, Gunnar (2015). YARA. Personlig kontakt. 19 oktober 2015.
	Förluster av kväve vid lagring. Antagligen försumbar.		



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