

# Jämförelse mellan våtkompostering och andra VA- system i omvandlingsområden - en fallstudie i Norrtälje kommun

Comparison between liquid composting and  
Other waste water systems in transition areas  
- a case study in Norrtälje municipality

---

Emelie Tibbelin



## REFERAT

### Jämförelse mellan våtkompostering och andra VA-system i omvandlingsområden - en fallstudie i Norrtälje kommun.

*Emelie Tibbelin*

Övergödning av Östersjön och andra svenska vattendrag är ett stort miljöproblem som uppkommer av antropogena utsläpp av näringsämnen. En betydande källa för dessa utsläpp härrör från avloppsrening, i synnerhet från enskilda avlopp. Enskilda avlopp utgör en oproportionerligt stor källa av främst fosforutsläpp jämfört med större reningsverk räknat per capita. Norrtälje kommun är den kommun i Sverige som har flest enskilda avlopp och detta gör att utsläppen av näringsämnen till Östersjön är betydande. Den dåliga ekologiska statusen i stora delar av kommunens vattenområden har inverkat till att kommunen arbetar aktivt med att förbättra avloppsstandarden i dessa problemområden. År 2005 byggdes en våtkompostanläggning i Norrtälje vars syfte var att producera gödsel av avloppsvatten för att på så sätt ta vara på avloppsvattnets näringsinnehåll. Denna anläggning har lett till ett ökat intresset för system som har stor återföringspotential av växtnäringsämnen och funderingar på ytterligare en våtkompostanläggning i kommunen diskuteras i dagsläget.

Syftet med detta examensarbete var att studera fyra olika avloppsalternativ, där våtkompostering var ett alternativ, för ett fallstudieområde i Norrtälje. Som hjälpmedel för att utföra miljö- och kostnadsanalyser användes VeVa-verktyget som är ett verktyg för miljö- och kostnadsbedömningar för VA-system i omvandlingsområden. Eftersom våtkompostering inte ingick i VeVa vid detta examensarbets början var också ett syfte att implementera detta avloppssystem i verktyget. Ett annat syfte var att göra en bedömning om våtkompostering är ett bra avloppssystem även i framtiden. Resultaten i denna studie bygger på en litteraturstudie, myndighetskontakt och modellering i VeVa. De avloppssystem som jämfördes i studien var anslutning till kommunalt avloppsreningsverk (ARV), lokalt avloppsreningsverk, våtkompostering och nyanläggning av samma enskilda system som i dagsläget finns i fallstudieområdet. Det sistnämnda systemet är en kombination av markbädd med fosforfälla samt sluten tank och markbädd.

Resultatet från studien visar att alla systemen med viss reservation för lokalt avloppsreningsverk uppfyller Naturvårdsverkets höga skyddsnivå för fosfor och kväve vilket är 90 % respektive 50 %. Alla system har en hög återföringspotential av fosfor men det är endast våtkompostsystemet som kan återföra kväve i större omfattning. Jämförelsen mellan slam från avloppsreningsverk och våtkomposterat avloppsavfall visade att våtkompost har mycket lägre kadmiumhalt samt högre andel växttillgänglig näring. Energianvändningen varierar mycket mellan systemen där anslutning till kommunalt avloppsreningsverk har högst förbrukning, medan våtkompostsystemet har lägst. Kostnadsanalysen visar att anslutning till kommunalt avloppsreningsverk är dyrast och våtkompostsystemet hamnar på andra plats. Dock är skillnaden mellan de studerade systemen inte speciellt stor när osäkerheter i indata beaktas. Slutsatsen i detta arbete är att våtkompostering är en bra avloppslösning, speciellt när kretsloppsanpassning är en viktig del, dock finns det viktiga sociala och ekonomiska aspekter som måste vägas in vid beslut om avloppssystem.

**Nyckelord:** Enskilda avlopp, Övergödning, Kretslopp, Våtkompostering, VeVa-verktyg.

*Institutionen för informationsteknologi, Systemteknik, Uppsala Universitet, ITC,  
Lägerhyddsvägen 2, hus 2, SE-752 37 Uppsala, Sverige.*

## ABSTRACT

### **Comparison between liquid composting and other waste water systems in transition areas – a case study in Norrtälje municipality.**

*Emelie Tibbelin*

Eutrophication of the Baltic Sea and Swedish lakes remains a major problem despite many years of effort to reduce the emissions of nutrients. One major source is waste water systems, especially private sewage systems. These sewages accounts for a very large share of nutrients per capita in comparison with citizens connected to larger sewage treatment plants. Norrtälje community has the greatest number of private sewage systems in Sweden. Discharges of nutrients, especially phosphorus, to the Baltic Sea from these sewage systems are significant. That is why Norrtälje is working actively to improve the standard of these sewage systems.

The purpose with this Master Thesis was to compare from an environmental and cost perspective, different sewage systems in an area of Norrtälje. One of these sewage systems was liquid composting. To make this easier a tool called VeVa, which is an instrument for assessment of water and sewage systems in transition areas, was used. Since liquid composting was not included in VeVa in the beginning of the study one purpose was also to implement this option in the tool. Another objective of the work was to evaluate whether liquid composting is still a good sewage options in the future. The result of this study is based on a literature review, contact with Norrtälje community and modeling in VeVa.

The four sewage systems that where included in the study where connection to a large scale waste water treatment plant, local sewage treatment plant and liquid composting. The fourth system was a new construction of the already existing private sewage system in the area. This system was a sand filter system with a phosphorus trap and a separation and collection of toilet water.

Results from the study showed that all systems, with some exceptions for local wastewater treatment plant, can meet the Swedish Environmental Protection Agency high demand of phosphorus and nitrogen reduction for small sewage systems. All systems in the study, except for sand filter with phosphorus traps, have a high reversal potential of phosphorus. However it is only the liquid compost that can recycle nitrogen back to arable land to a greater extent. A comparison between manure sludge from wastewater treatment plants and liquid composts showed that the liquid composts had a much lower level of cadmium content and higher proportion of plant available nutrients. The energy use for these systems varied widely where connection to a large scale wastewater treatment plant have the highest, while the liquid compost have the lowest energy use. The cost analysis showed that a municipal sewage treatment plant is the most expensive and liquid composting system is the next most expensive system. However, the differences in cost between the studied systems are not particularly large when uncertainties in the input are accounted. The conclusions of this Master Thesis were that liquid composting is a good sewage solution, especially when recycling of nutrients is an important factor. However there are important social and economic considerations that must be taken into account when deciding which sewage system should be implemented.

**Key words:** Private Sewage Systems, Eutrophication, Recycling, Liquid Composting, VeVa-tool.

*Department of Information Technology, Division of Systems and Control, Uppsala University, ITC, Lagerhyddsvägen 2, SE-752 37 Uppsala, Sverige.*

## FÖRORD

Detta examensarbete har utförts som avslutning på civilingenjörsprogrammet Miljö- och Vattenteknik vid Uppsala universitet. Arbetet har utförts åt CIT Urban Water Management AB i Stockholm och omfattar 30 hp. Ämnesgranskare har varit Bengt Carlsson på institutionen för informationsteknik, systemteknik.

Detta examensarbete har ingått som en del i projektet Lokalisering av anläggning för behandling av klosettavatten. Projektet har utförts av Urban Water Management i samverkan med Ecoloop AB, JTI och några övriga experter på uppdrag av Norrtälje kommun. Syftet med detta projekt var att genom en miljö- och kostnadsanalys med VeVa-modellen. Resultatet ska användas som underlag för lokalisering av en kretsloppsanläggning i områden i Norrtälje som i dagsläget utgörs av enskilda avlopp.

Jag vill rikta ett mycket stort tack till min handledare Erik Kärrman på Urban Water som gett vägledning och stöd genom arbetes gång. Jag vill även tacka Frida Pettersson på Urban Water som agerat som bollplank för idéer och funderingar samt hjälpt till och lyssnat på både små och stora problem. Stor tacksamhet riktas även mot Åsa Erlandsson på Ecoloop för all hjälp främst med att förstå hur VeVa-verktyget är uppbyggt och fungerar. Slutligen vill jag tacka alla trevliga personer inom projektgruppen i Norrtälje kommun för intressanta diskussioner och många synvinklar.

Emelie Tibbelin  
Uppsala, Mars 2010

## POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Övergödning av Östersjön och andra svenska vattendrag är ett stort miljöproblem som främst beror på mänskliga utsläpp av näringsämnen fosfor och kväve. Det finns flera olika källor till dessa utsläpp som till exempel jordbruk, industrier och avloppsrening. Utsläppen som härrör från avloppsrening är en betydande andel av totala utsläppen och speciellt enskilda avlopp står för en oproportionerligt stor andel. Enskilda avlopp är en benämning på mindre avloppsanläggningar där hushållspillvatten från en eller ett fåtal fastigheter renas. Hushållspillvatten är en benämning på allt avloppsvatten som kommer från hushåll, vilket är toalettavlopp (klosettavlopp) och bad-, disk-, och tvättavlopp (BDT-avlopp). Anledningen till att de enskilda avloppen står för en stor del av totala utsläppen, trots att de är ganska få, är att många av dessa avloppsanläggningar är gamla eller dåligt underhållna. Detta leder till att sämre reningseffekt. Även fast det finns många miljöproblem som härrör från hantering av avloppsvatten kan avloppsvatten även ses som en resurs om det återförs till jordbruksmark. Eftersom avloppsvatten innehåller näringsämnen kan det användas som gödselmedel och detta innebär att behovet av konstgödsel minskar.

Norrtälje kommun har störst antal enskilda avlopp, ca 40 000 stycken, av alla kommuner i Sverige. Eftersom kommunen har en lång kustremsa mot Östersjön är belastningen av näringsämnen på havet betydande. Detta har gjort att mindre vikar och andra känsliga vattenområden är mycket starkt påverkade av övergödning. Övergödningens problematik har gjort att Norrtälje kommun idag arbetar aktivt med att förbättra avloppsstandarden i de områden där utsläppen är som högst och avloppsstandarden är som sämst. År 2005 byggdes en våtkompostanläggning i kommunen. Denna teknik bygger på att avloppsvatten från toaletten hygieniseras genom värme och kan sedan användas som gödselmedel. Eftersom endast klosettavlopp och inte BDT-avlopp behandlas i våtkompostanläggningen blir halten tungmetaller låg i det gödsel som genereras. Efter att våtkompostanläggningen i Norrtälje byggdes har intresset för system med stor återföringspotential av växtnäringsämnen ökat och det finns funderingar på att bygga ytterligare en våtkompostanläggning.

Detta examensarbete har varit en del av ett större projekt utfört av Urban Water Management AB för Norrtälje kommun. Syftet med projektet var att ta fram ett beslutsunderlag för bedömning av vilket avloppssystem som är mest fördelaktigt att införa i några av de områden i Norrtälje som i dagsläget har undermåliga enskilda avlopp. Bedömningen skulle göras utifrån ett miljö- och kostnadsperspektiv och ett av de avloppssystem som skulle jämföras var våtkompostering. Syftet med detta examensarbete var att göra denna bedömning för ett av de utvalda områdena. Som hjälpmedel för att utföra miljö- och kostnadsanalysen användes VeVa-verktyget. Detta är ett verktyg uppbyggt i Windowsprograsset Exel och används just för miljö och kostnadsbedömningar av vatten- och avloppssystem i omvandlingsområden. VeVa verktyget omfattar flera olika avloppssystem, dock inte våtkompostering, och därför var ett syfte med detta arbete att införa våtkompostering i verktyget. Eftersom det är meningen att ett nybyggt avloppssystem ska fungera tillfredställande i ett antal år var ett annat syfte med arbetet var att göra en bedömning om våtkompostering är ett bra avloppsalternativ även i framtiden. Resultaten i denna studie baseras på en litteraturstudie, kontakt med Norrtälje kommun samt modellering i VeVa.

Vilka system som skulle jämföras i studien togs fram i samråd med projektgruppen i Norrtälje kommun och Urban Water. De avloppssystem som jämfördes var kommunalt avloppsreningsverk, lokalt avloppsreningsverk, våtkompostering och en nyanläggning av samma enskilda system som i dagsläget finns i fallstudieområdet. Det sistnämnda systemet innefattar markbädd med fosforfälla samt sluten tank och markbädd. Med kommunalt

avloppsreningsverk menas att det dras avloppsledningar till ett redan befintligt avloppsreningsverk i kommunen. Ett lokalt avloppsreningsverk är ett mindre avloppsreningsverk som endast hanterar hushållspillvatten från de boende i fallstudieområdet och avloppsvattnet transporteras med avloppsledningar. En våtkompostanläggning behandlar endast klosettvattnet från de boende i fallstudieområdet medan BDT-vattnet renas i ett kommunalt avloppsreningsverk. Transporten av hushållspillvattnet i detta system sker med fordon och inte med avloppsledningar. Med en nyanläggning av enskilda system menas att samma system som finns i dagsläget finns i fallstudieområdet kvarstår men alla fastigheter får nya anläggningar som kan uppfylla höga reningskrav.

Resultatet från studien visade att alla systemen med viss reservation för lokalt avloppsreningsverk uppfyller Naturvårdsverkets höga skyddsnivå för fosfor och kväve. Enligt dessa krav bör avloppssystemen kunna reducera fosforutsläppen med 90 % och kväveutsläppen med 50 %. Det lokala avloppsreningsverket uppfyller inte nivån för kväve men med ökad luftning i verket kan kvävereningen förbättras, dock blir energianvändningen i verket högre.

Avloppsrestprodukter som slam från avloppsreningsverk, våtkomposterat avfall och fosforfilter innehåller mycket näringsämnen och kan därför användas som gödsel på jordbruksmark. Denna studie visar att om alla avloppsrestprodukter från de studerade systemen används på åkermark kan en stor andel av den fosfor hushållspillvattnet innehåller återföras till grödorna. Resultaten visar dock att det endast var våtkompostsystemet som kan återföra kväve till jordbruk. Detta eftersom mycket av kvävet avgår till luft eller vatten i de andra systemen.

Eftersom avloppsrestprodukterna kan användas som gödsel som jämfördes deras kvalitet mot varandra. Denna jämförelse visar att slam från avloppsreningsverk har högre halter av tungmetallen kadmium än våtkompostgödsel. Kadmium är en farlig metall som kan ge skador på organ och skelett vid mänskligt upptag. Resultaten visar även att en mindre andel växttillgängliga former av näringsämnen finns i avloppsslam i jämförelse med våtkompostavfall.

Energianvändningen, vilket i denna studie mäts i el och fossila bränslen, är en viktig del i en miljöbedömning av avloppssystem eftersom produktion av elektricitet och förbränning av fossila bränslen kan ge betydande miljöpåverkan. Energianvändningen mellan systemen varierade mycket där markbädd med fosforfälla hade högst förbrukning och våtkompostsystemet hade lägst. Det var främst förbrukningen vid drift som skilde systemen åt, där våtkompostsystemet hade lägst energianvändning.

Resultatet från kostnadsanalysen visar att anslutning till kommunalt avloppsreningsverk är dyrast medan våtkompost hamnar strax under. Dock är skillnaden mellan de studerade systemen inte stor och eftersom det är svårt att uppskatta kostnader är osäkerheten i dessa resultat betydande. Slutsatsen för detta arbete är att våtkompostering är en bra avloppslösning i synnerhet när kretsloppsanpassning är en viktig del. Dock måste även sociala aspekter vägas in vid beslut om avloppssystem.

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

<b>1. INLEDNING</b> .....	<b>1</b>
1.1. BAKGRUND .....	1
1.1.1. Avloppsrening .....	1
1.1.2. Återföring av näringsämnen .....	1
1.1.3. Norrtälje kommun .....	2
1.1.4. VeVa-verktyget .....	3
1.1.5. Tidigare studier.....	4
1.2. SYFTE.....	5
<b>2. STUDERADE PARAMETRAR</b> .....	<b>6</b>
2.1. MATERIAL .....	6
2.2. ÄMNEN .....	6
2.3. ENERGIANVÄNDNING .....	6
2.4. ENERGIVINST.....	7
2.5. KOSTNAD.....	7
<b>3. METOD</b> .....	<b>9</b>
3.1. LITTERATURSTUDIE .....	9
3.2. FALLSTUDIE.....	9
3.3. MILJÖSYSTEMANALYS .....	9
3.3.1. Livscykelanalys .....	9
3.3.2. Funktionell enhet.....	11
3.3.3. Systemgränser .....	11
3.4. KOSTNADSANALYS .....	12
3.5. MILJÖ- OCH KOSTNADSNYCKELTAL .....	13
3.6. KÄNSLIGHETSANALYS .....	13
<b>4. TEORI</b> .....	<b>14</b>
4.1. LAGAR OCH DIREKTIV .....	14
4.1.1. Allmänt.....	14
4.1.2. Kommunal avloppsrening .....	15
4.1.3. Enskilda avlopp .....	15
4.2. STUDERADE AVLOPPSSYSTEM.....	16
4.2.1. Kommunalt avloppsreningsverk.....	16
4.2.2. Lokalt avloppsreningsverk .....	18
4.2.3. Komponenter i enskilda avloppssystem .....	18
4.2.4. Våtkompostering .....	20
<b>5. FALLSTUDIE</b> .....	<b>25</b>
5.1. STUDERAT OMRÅDE.....	25
5.1.1. Vettershaga.....	25
5.1.2. Urö.....	25
5.1.3. Närområdet till Vettershaga och Urö.....	26
<b>6. ANTAGANDEN OCH BERÄKNINGAR</b> .....	<b>27</b>
6.1. GENERELLT .....	27
6.1.1. Hushållsstatistik.....	27
6.1.2. Hushållspillvatten.....	27
6.1.3. Matavfall .....	28
6.2. FALLSTUDIEOMRÅDET .....	29
6.2.1. Boendestatistik .....	29
6.2.2. Mängd hushållspillvatten .....	29
6.2.3. Mängd matavfall.....	29
6.2.4. Befintligt avloppssystem .....	30
6.3. AVLOPPSSYSTEMEN .....	32
6.3.1. Kommunalt avloppsreningsverk.....	32
6.3.2. Lokalt avloppsreningsverk .....	33



6.3.3. Våtkompostsystem .....	34
6.3.4. Nyanläggning av enskilda avloppssystem .....	35
6.4. REDUKTION .....	36
6.4.1. Kommunalt avloppsreningsverk .....	36
6.4.2. Lokalt avloppsreningsverk .....	36
6.4.3. Våtkompostsystem .....	37
6.4.4. Enskilda avloppssystem .....	37
6.5. ANVÄNDNING AV AVLOPPSRESTPRODUKTER .....	38
6.5.1. Våtkomposterat avfall .....	38
6.5.2. Slam från kommunalt avloppsreningsverk .....	40
6.5.3. Marksand och filtermaterial .....	40
6.6. ENERGIANVÄNDNING .....	41
6.6.1. Energiberäkning .....	41
6.6.2. Anläggning .....	41
6.6.3. Drift .....	43
6.6.4. Energibesparing .....	44
6.7. KOSTNADSANALYS .....	44
<b>7. RESULTAT .....</b>	<b>45</b>
7.1. UTSLÄPP TILL RECIPIENT .....	45
7.2. ANVÄNDNING AV AVLOPPSRESTPRODUKTER .....	47
7.2.1. Återföringspotential av kväve, fosfor och kadmium .....	47
7.2.2. Jämförelse mellan gödselmedel .....	51
7.3. ENERGIANVÄNDNING .....	53
7.4. TOTAL MILJÖPÅVERKAN .....	56
7.5. KOSTNADSANALYS .....	57
7.6. MILJÖ-KOSTNADSNYCKELTAL .....	58
<b>8. KÄNSLIGHETSANALYS .....</b>	<b>61</b>
8.1. FOSFORUTSLÄPP .....	61
8.2. VARIATIONER I BEFOLKNINGSMÄNGD .....	62
8.3. LEDNINGSDRAGNING .....	63
<b>9. DISKUSSION .....</b>	<b>64</b>
9.1. UTSLÄPP TILL RECIPIENT .....	64
9.2. ANVÄNDNING AV AVLOPPSRESTPRODUKTER .....	64
9.3. ENERGIANVÄNDNING .....	65
9.4. KOSTNADSANALYS .....	66
9.5. FÖR- OCH NACKDELAR MED VÅTKOMPOSTERING .....	66
9.6. VILKET AVLOPPSSYSTEM SKA VÄLJAS I FALLSTUDIEOMRÅDET? .....	68
9.7. ÄR VÅTKOMPOSTERING EN FRAMTIDSLÖSNING? .....	69
9.8. METODVAL .....	69
9.9. FORTSATTA STUDIER .....	70
<b>10. SLUTSATSER .....</b>	<b>71</b>
<b>11. REFERENSER .....</b>	<b>72</b>
<b>Bilaga 1. Beräkningar gällande hemmavaro, mängd hushållspillvatten och matavfall .....</b>	<b>77</b>
<b>Bilaga 2: Energianvändning vid materialframställning och drift, exkl. transporter .....</b>	<b>80</b>
<b>Bilaga 3. Transport av avloppsmaterial samt spridning av gödsel på åkermark .....</b>	<b>90</b>
<b>Bilaga 4. Kostnadsanalysens indata och beräkningar .....</b>	<b>96</b>

# 1. INLEDNING

## 1.1. BAKGRUND

### 1.1.1. Avloppsrening

I slutet av 1800-talet började ett nytt avloppssystem byggas ut i Sveriges större städer med avseende att leda bort avloppsvatten och därigenom lösa de hygieniska problem som fanns. Någon rening av vattnet var inte aktuell vid denna tid utan allt avfall leddes till närmsta vattendrag helt orenat eller användes inom jordbruket. Med tiden började dock problem som övergödning i sjöar och vattendrag att uppmärksammas och det utbröt även epidemier som kunde kopplas till den obefintliga avloppsreningen. Detta gjorde att avloppsreningsverk började byggas men utvecklingen gick långsamt. Det var först på 1960- och 70-talen som miljöproblemen relaterade till avloppsrening fick stor uppmärksamhet och detta ledde till att staten satsade mycket resurser för att förbättra avloppsreningen och bygga ut det kommunala avlopps nätet. De stora åtgärderna resulterade i en klar förbättring av vattenkvaliteten i Sveriges vattendrag på bara några år. (Naturvårdsverket, 2006)

Idag är nästintill alla hushåll i tätorter anslutna till ett kommunalt avloppsreningsverk och ca 95 % av det vatten som leds till reningsverken genomgår både biologisk och kemisk rening. Trots att verken har en hög reningsgrad är de en stor källa för utsläpp av övergödande ämnen. Ca 20 % av utsläppen av fosfor och kväve kommer från de kommunala reningsverken. (Naturvårdsverket, 2006)

En föroreningskälla som inte har minskat i samma omfattning som utsläpp av näringsämnen från de kommunala verken är utsläpp från enskilda avlopp. År 2005 fanns det i Sverige ca 750 000 fastigheter som inte var anslutna till ett kommunalt reningsverk och ca 60 % av dessa beboddes permanent. Det är svårt att uppskatta den belastningen av näringsämnen på sjöar och hav som dessa avlopp bidrar med, men enligt beräkningar är det mellan 10 till 20 % av totala antropogena fosforutsläppen. Detta är en oproportionerlig stor andel av utsläppen räknat per invånare i jämförelse med kommunalt anslutna medborgare. Anledningen till de ansevärd utsläppen av främst fosfor är att många av dessa fastigheter har mycket bristfällig avloppsrening. För kvävebelastningen står de enskilda avloppen för ca 2 till 4 % av totala utsläppen. För att minska belastningen av näringsämnen på hav och sjöar måste reningen av avloppsvatten från enskilda avloppsanläggningar förbättras parallellt med bättre reningsteknik i de kommunala avloppsreningsverken. (Naturvårdsverket, 2008)

### 1.1.2. Återföring av näringsämnen

Utsläpp av övergödande och andra miljöfarliga ämnen till vattendrag är inte den enda problematiken med avloppsrening. Det slam som avskiljs i reningsverken har ett högt näringsinnehåll, främst av fosfor, men mycket lite av detta återförs i dagsläget till jordbruksmark. Återföringsgraden av avloppsslam har klart minskat på senare år efter larm på 90-talet om ökade halter av bland annat bromerade flamskyddsmedel och andra skadliga ämnen i åkerjorden. Dessa larm medförde att acceptansen för slam som gödselmedel drastiskt minskade och istället började avloppsslam läggas på deponi eller förbrännas. Följden av det reducerade nyttjandet av avloppsslam inom jordbruket blev att handelsgödsel i större utsträckning började användas. Nackdelen med handelsgödsel är att det är både dyrt och resurskrävande att framställa. Eftersom fosfor i konstgödsel bryts i gruvor bedöms denna källa vara ändlig och en fosforbrist är fullt realistisk i framtiden. Riksdagen har satt upp

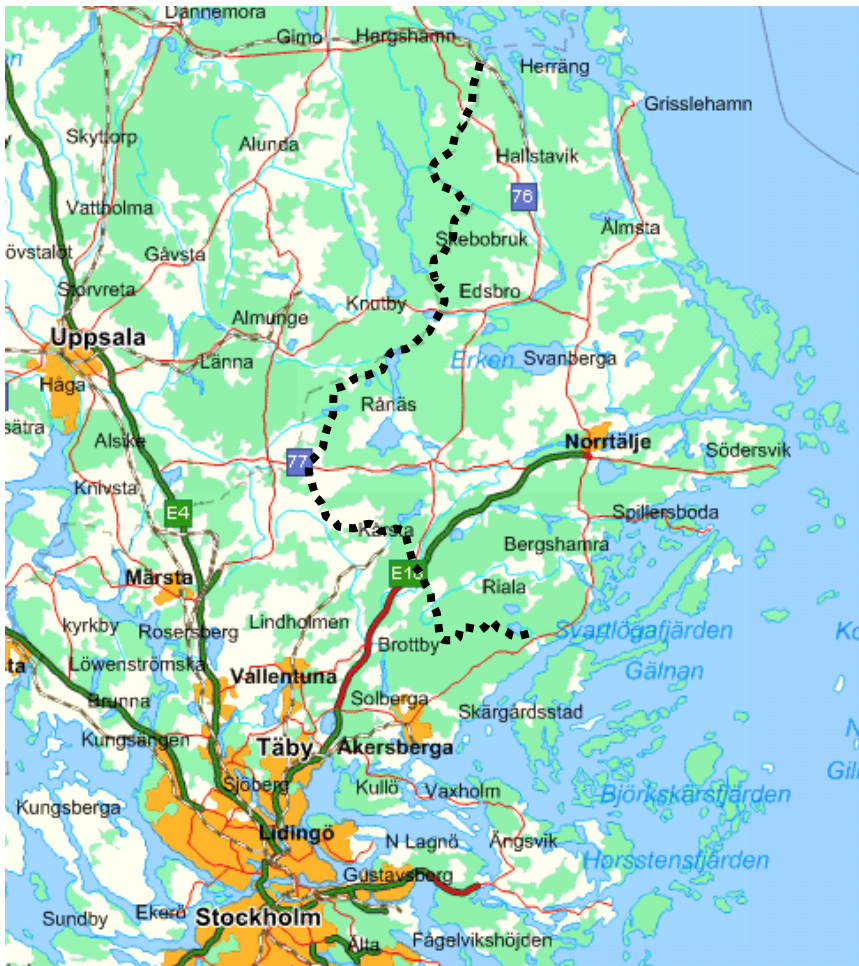
miljömålet att minst 60 % av fosfor i avloppsslam ska återföras till produktiv mark innan år 2015 och hälften av detta ska återföras till jordbruksmark. Detta mål har fått följden att mer fokus har lagts på kretsloppstänkande inom avloppsrening och detta har i sin tur lett till utvecklandet av ny teknik för hantering av avloppsvatten. För att höja acceptansen för avloppsslam har ett program för certifiering av avloppsslam utvecklats, så kallad REVAQ. (Naturvårdsverket, 2006)

### **1.1.3. Norrtälje kommun**

Norrtälje kommun är belägen i Stockholms län och upptar ca en tredjedel av länets yta vilket gör kommunen till den största. Östersjön gränsar med en lång kuststräcka till Norrtälje och i kommunens skärgård finns ca 10 000 öar (Norrtälje kommun, 2009b). Norrtälje är en glesbygdskommun med ungefär 51 000 invånare, varav ca 20 000 inte är inkopplade på det kommunala avloppssystemet. I kommunen finns även många fritidshus vilket innebär att ca 100 000 personer periodvis uppehåller sig i Norrtälje och totalt sett har ca 40 000 fastigheter olika typer av enskilda avloppsanläggningar. Det stora antalet enskilda avlopp utgör en betydande utsläppskälla av näringsämnen som på grund av närheten till havet bidrar till en extra belastning på Östersjön (Eveborn m.fl., 2007a).

Norrtälje kommun har uppmärksammat övergödningsproblematiken och har därför engagerat sig i flera projekt för att förbättra avloppsstandarden i kommunens problemområden. År 2008 antogs av kommunfullmäktige ett program för utveckling av kommunalt vatten och avlopp, så kallad VA-1. Syfte med programmet var att lokalisera områden i Norrtälje med undermålig avloppsrening där det bör ske en anslutning till det avloppsnätet mellan år 2008 och 2030. Från början analyserades 122 områden med avseende på expansionsstryck, miljöbelastning, alternativa avloppslösningar och närhet till infrastruktur. Av de analyserade områdena valdes 58 bort och de kom att ingå i det senare VA-2 programmet. De områden som ingår i VA-2 kan fortfarande ha stora problem med avloppsreningen men på grund av lokalisering eller för lågt expansionsstryck prioriterar kommunen inte dessa i första hand. Avloppsproblematiken bör ändå lösas i dessa områden men då genom enskilda eller gemensamma lösningar. (VA1-programmet, 2008)

År 2003 byggdes en våtkompostanläggning i Karby i Norrtälje vars syfte var att hygienisera klosettvattnet från enskilda avlopp för att sedan använda detta som gödsel på närbelägna åkrar. Anläggningen har fungerat tillfredställande då utsläppen av näringsämnen är mycket begränsad och acceptansen för avloppsprodukten som gödselmedel är hög bland bönder i kommunen (Eveborn m.fl., 2007a). Det finns ett flertal andra områden i kommunen, i framför allt de som ingår i VA-2 programmet, där en våtkompostanläggning skulle kunna vara en lösning på avloppsproblematiken. Även andra enskilda eller gemensamma lösningar samt utbyggnad av kommunala avloppsnätet är av intresse för kommunen. Det är de lokala förutsättningarna, minskad miljöbelastning och kostnader som avgör vilket alternativ som är mest lämpat för varje enskilt område (Eveborn m.fl., 2007a).



Figur 1. Karta över Norrtälje kommun (hitta, 2010).

#### 1.1.4. VeVa-verktyget

Förkortningen VeVa står för Verktyg för hållbarhetsbedömning av VA-system i omvandlingsområden. Verktöget som är uppbyggt i Excel används för att jämföra vatten- och avloppssystem i områden som tidigare mestadels bestått av sommarstugor men där antalet permanenta bostäder ökat. Denna permanentisering medför att belastningen ökar på de ofta redan undermåliga enskilda avloppslösningarna vilket gör att det många gånger behövs nya avloppssystem i dessa områden. Det finns flera olika aspekter som bör tas hänsyn till vid val av VA-system som exempelvis miljö, hälsa, kostnad, sociala aspekter och framtida förutsättningar. VeVa-verktygets syfte är att på ett relativt lättöverskådligt jämföra främst miljö- och kostnadsaspekter för olika avloppslösningar så att den bästa lösningen för det intressanta området kan väljas. De avloppssystem som i dagsläget innefattas i VeVa (samt våtkompostering) listas i Tabell 1.

Tabell 1. VA-system som innefattas i VeVa-verktyget

Alternativ	Omfattning
Central anslutning till stort reningsverk med självfallssystem	Centralt
Central anslutning till stort reningsverk med LTA-system	Centralt
Mindre reningsverk med SBR-teknik	Gemensamt
Membranbioreaktor	Gemensamt
Våtkompost	Gemensamt
Markbäddssystem	Enskilt
Filterbäddssystem	Enskilt
Minireningsverk	Enskilt
Urinsortering + filterbädd	Enskilt
Sluten tank för WC, BDT till markbädd	Enskilt
Markbädd + P-fälla	Enskilt
Fällning i slamavskiljare + markbädd	Enskilt

Verktyget består av 14 olika kalkylblad. Dessa är uppdelade i sex olika delar där varje del har en egen färg, och representerar

- Introduktion
- Områdesdata
- Miljö- och kostnadsberäkningar
- Jämförelse av system
- Resultat av miljö- och kostnadsberäkningar
- Ingångsdata

### 1.1.5. Tidigare studier

Våtkompostering som hygieniseringsmetod för avfall är främst beprövad i Sverige, Norge och Finland, men det finns i dagsläget bara ett fåtal anläggningar. Det har utförts studier om våtkompostering tidigare. Bland annat har JTI, Institutet för jordbruks- och miljöteknik, utvärderat tre anläggningar i Sverige och Finland. Minst två examensarbeten där våtkompostering ingått har också genomförts.

Eveborn m.fl. (2007a) utvärderade mellan år 2004 och 2005 våtkompostanläggningen i Karby i Norrtälje som uppfördes år 2003. I rapporten lyfts flera faktorer fram som visat sig under utvärderingens gång vara mer eller mindre avgörande för att en våtkompostanläggning ska kunna drivas framgångsrikt. Utvärderingen visade att systemet för insamling av material till anläggningen är en känslig och betydelsefull del för systemet som helhet.

I Malmén & Palm (2003) har ett demonstrationsprojekt med våtkompostering i Sunds kommun på Åland utvärderats av JTI. Rapporten innefattar bland annat intervjuer med brukarna, kvalitet för ickebehandlat och behandlat material, driftserfarenheter och mikrobiologiska undersökningar. Resultaten visar att anläggningen fungerat bra tekniskt sätt men brukarna varit missnöjda med de snålpolande toaletterna som blivit installerade.

I Malmén (1999) jämförs våtkompostering med det befintliga behandlingssystemet för omhändertagande av hushållens avlopp samt organiska köksavfall på Vätö i Norrtälje kommun. Våtkomposteringsalternativet i studien är uppdelat på två system. Det ena systemalternativet är att endast avfall från en mindre by behandlas genom våtkompostering och det andra alternativet är avfall från samtliga hushåll på Vätö behandlas i våtkompostanläggningen. I rapporten studerades flöden av växtnäringsämnen och tungmetaller samt energianvändning och ekonomi. Flertalet av aspekterna undersöks med datorbaserade simuleringsprogrammet URWARE. Studien visade att det finns klara miljöfördelar att behandla allt hushållsavfall från Vätö i en våtkompostanläggning. Att endast behandla avfall från en mindre by innebär stora lokala förbättringar men för hela Vätö blir skillnaden liten.

## **1.2. SYFTE**

Syftet med detta examensarbete är att jämföra våtkompostering som behandlingsmetod för hushållspillvatten med tre andra relevanta avloppslösningar för ett fallstudieområde i Norrtälje. Hushållspillvatten innefattar både klosett- och BDT-vatten (bad- disk och tvättvatten). Studien utförs ur ett livscykelperspektiv där miljö- och kostnadsaspekter analyseras. För att jämföra de olika avloppssystemen på ett lättöverskådligt sätt används det excelbaserade verktyget VeVa. Verktöget innefattar flertalet avloppslösningar som kan tillämpas på omvandlingsområden, dock finns ingen modell för våtkompostering implementerat i VeVa. Av den anledningen är ett syfte med denna studie också att utveckla verktöget till att även innefatta våtkompostering.

Resultaten från analysen ska användas som beslutsunderlag av Norrtälje kommun för att besluta vilken avloppslösning som är bäst lämpad för ett område i kommunen som i dagsläget har flertalet undermåliga enskilda avlopp. Målet med detta examensarbete är att bedöma om våtkompostering är en hållbar avloppslösning ur ett framtidsperspektiv där både miljö- och kostnadsaspekter analyseras.

## 2. STUDERADE PARAMETRAR

### 2.1. MATERIAL

Denna rapport har i första hand fokuserats på att studera flödet av de ämnen som finns i hushållspillvatten. Flödet av hushållspillvatten har studerats från att det genereras i hushållen till att de ingående ämnena återgår till mark, luft och recipient.

För att driva en våtkomposteringsprocess krävs ett komplementmaterial till klosettwater och därför har även matavfall medtagits i studien. Dock har flödet matavfall inte studerats lika ingående som hushållspillvatten. Flödet av matavfall har analyserats från att det samlas in, tills att det antingen återförs till jordbruksmark eller förbränns.

### 2.2. ÄMNEN

Hur ämnen flödar i naturen är viktigt att förstå ur miljösynpunkt eftersom vissa ämnen kan göra stor skada på en viss plats men samtidigt vara en tillgång på en annan.

De flöden av som studeras i detta arbete studie är

- Utsläpp av kväve, fosfor, BOD<sub>7</sub> och kadmium till recipient.
- Utsläpp av kväve till luft.
- Andel växttillgängligt kväve och fosfor.
- Återföring av kväve, fosfor och kadmium till jordbruk.
- Annan ”grav” för kväve, fosfor och kadmium t.ex. jordtillverkning.

Fosfor (P) och kväve (N) är de ämnen som främst begränsar tillväxten av biologiskt material och är därför viktiga flöden att studera ur miljösynpunkt. Vid tillförsel av dessa ämnen till recipienten kan problem som övergödning uppstå medan en återföring av ämnena till jordbruk gör att grödor kan till stor del tillgodose sitt näringsbehov och därigenom minskar behovet av handelsgödsel.

BOD (biological oxygen demand) är ett mått på syreförbrukande material och flöden av detta ämne i naturen är en viktig faktor att ta hänsyn till vid beräkning av miljöbelastning. Eftersom syre förbrukas vid nedbrytningen kan utsläpp av BOD till vattendrag leda till syrefria botten. Med BOD menas hur snabbt mikroorganismer använder upp syrgasen i vatten mätt under en viss period. Vid miljöforskning är det vanligast att mätperioden är 7 dygn och denna tidsperiod åskådliggörs genom att skriva BOD<sub>7</sub>.

Eftersom olika typer av kemikalier används i hushåll kan mängden tungmetaller i BDT-vattnet vara stor i jämförelse med klosettwater. Dessa metaller kan ge upphov till störningar i naturen och även påverka människors och djurs hälsa negativt. Den tungmetall som främst uppmärksammas vid återföring av hushålls- och avloppsavfall är kadmium (Cd) eftersom växter kan ta upp denna metall. Om djur och människor utsätts för höga halter av kadmium kan skelett- och njurskador uppstå (Livsmedelverket, 2009).

### 2.3. ENERGIANVÄNDNING

Moderna avloppssystem är vanligtvis komplicerat uppbyggda och har ett elbehov som i många fall kan vara av en betydande storlek. Detta tillsammans med att mycket av de avfallsprodukter som genereras i avloppssystemen transporteras med fordon mellan olika platser, gör att energianvändningen vid anläggning och drift av systemen kan bli stor. Det är därför av betydelse att studera energianvändning vid utvärdering av avloppssystem. Både användningen av fossila bränslen och elektricitet har analyserats i detta arbete.

Den energianvändning som studerats är

- Produktion av komponenter som erfordras i avloppssystemen.
- Anläggning av avloppssystemen.
- Drift av avloppssystemen.

Energianvändningen vid produktion av systemkomponenter innefattar produktion, transport av material till tillverkningsfabriker och frakt av komponenterna till kund. Energi-användningen vid drift inkluderar driften av själva avloppssystemet och transport av avfallsmaterial både med transportfordon och med rörledningar. I driften ingår även hantering av det behandlade avfallet som till exempel spridning på jordbruksmark eller jordtillverkning.

## **2.4. ENERGIVINST**

Många avloppssystem kan generera energivinster som exempelvis biogas vid rötning av avloppsslam eller minskat behov av handelsgödsel om slam återförs till jordbruksmark. Därför har även den potentiella energivinsten uppskattats för de studerade systemen.

Den energivinst som har studerats är

- Minskad produktion av handelsgödsel.
- Potentiell biogasproduktion.
- Fjärrvärmeproduktion.

Återföring av näringsämnen till jordbruket innebär en minskad användning av handelsgödsel. Den minskade produktionen av handelsgödsel kan värderas som en energivinst genom att beräkna utebliven produktion. Både transporter av råmaterial och tillverkning innefattas i energianvändningen för handelsgödsel.

Slam från större avloppsreningsverk behandlas vanligtvis genom anaerob nedbrytning, så kallad rötning, och genom denna process kan biogas utvinnas.

Förbränning av matrester är en vanlig behandlingsmetod för matavfall i Norrtälje kommun. Jämfört med andra behandlingsalternativ för matavfall genererar förbränning tämligen stora energivinster. Den värmeenergi som uppkommer vid förbränning av matavfall kan användas för att producera fjärrvärme.

## **2.5. KOSTNAD**

För att kunna göra en genomgripande utvärdering av olika avloppssystem bör förutom miljöbelastning även ekonomiska aspekter studeras. Trots att ett avloppssystem har låga utsläpp av näringsämnen och låg energianvändning kan kostnaden för drift och anläggning bli mycket hög, vilket gör systemet orimligt att implementera. Nyttan med systemet bör alltid vägas mot kostnaden, så att det system som ger önskad effekt för lägst pris väljs.

De kostnader som studerats i denna studie är

- Investering.
- Drift och underhåll.
- Övriga kostnader (administration, planering m.m.).

Investering innefattar alla utgifter vid anläggning av avloppssystemen vilket i sin tur innefattar tillstånd, projektering, besiktning, material och arbetskraft. För att beräkna investeringen har en kalkylränta samt avbetalningstid antagits.



I drift och underhållskostnaden ingår service av fackmän och egenkontroll av fastighetsägaren, byte av komponenter och material samt el- och bränslekostnad. Övriga kostnader inbegriper alla andra utgifter som administration, planering, utredning, inventering och tillsyn. Dessa utgifter kan bli en betydande del av totala kostnaderna.

Något som bör beaktas vid ekonomiska analyser är att kostnader kan variera mycket mellan olika platser och tider. Detta tillsammans med att det är svårt att i förväg beräkna kostnader gör att resultaten i denna studie bör analyseras med försiktighet. Vid jämförelse mellan olika avloppssystem kan denna typ av studie ändå ge en fingervisning om vilket system som är mest ekonomiskt.

## **3. METOD**

### **3.1. LITTERATURSTUDIE**

För att utveckla VeVa-verktyget till att även innefatta våtkompostering krävs specifika parametrar för våtkomposteringsprocessen samt resterande delar av systemets funktion, uppbyggnad, drift och miljöbelastning. Vissa av dessa parametrar har uppmätts eller beräknats i tidigare studier om våtkompostering och därför ligger en litteraturstudie som grund till detta examensarbete. Data till litteraturstudien är i första hand hämtade från nyligen publicerade och vetenskapligt erkända rapporter, artiklar och studier.

För att modellera i VeVa krävs mycket specifik information rörande olika avloppssystem. Urban Water, som varit delaktiga i utvecklande av VeVa-verktyget, har tidigare utfört flertalet andra modelleringar med verktyget vilket innebär att många av de parametrarna som eftersökt i detta arbete redan finns implementerade i VeVa. Dessa data bygger i första hand på publicerade rapporter av nyare årtal, men i vissa fall även muntliga referenser. Eftersom datainsamling av den kaliber som krävs för att modellera i VeVa är mycket tidskrävande, har somliga data från tidigare modelleringar använts i denna studie. Den redan befintliga informationen i VeVa som är främst hämtad från en fallstudie i Värmdö kommun som genomfördes år 2007.

### **3.2. FALLSTUDIE**

För att begränsa studien till en rimlig omfattning jämförs endast fyra avloppssystem, där ett av systemen är våtkompostering. I Norrtälje kommun är vissa avloppslösningar mer vanliga och tillämpbara än andra och därför väljs de avloppssystem som är mest realistiska att införa i fallstudieområdet. De avloppsalternativ som jämförs ska dock kunna uppfylla höga reningskrav samt vara del i ett kretsloppstänkande, vilket ställer speciella krav på reningstekniken. Beslut om vilka avloppsalternativ som skulle ingå i denna studie, förutom våtkompostering, tog i samråd mellan Urban Water och projektgruppen i Norrtälje kommun.

De avloppsalternativ som jämförs i detta arbete är

- Kommunalt avloppsreningsverk (Centralt avloppsreningsverk).
- Lokalt avloppsreningsverk.
- Våtkompostering.
- Nyanläggning av enskilda system.

Nyanläggning av enskilda system innebär att de redan befintliga systemen i fallstudieområdet, vilket är sluten tank eller markbädd, kvarstår men att alla fastigheter får nya anläggningar. De fastigheter som endast har markbädd i dagsläget kommer att få en ny markbädd men denna uppgraderas med en fosforfälla för att de reningskrav som ställs ska uppfyllas.

### **3.3. MILJÖSYSTEMANALYS**

#### **3.3.1. Livscykelanalys**

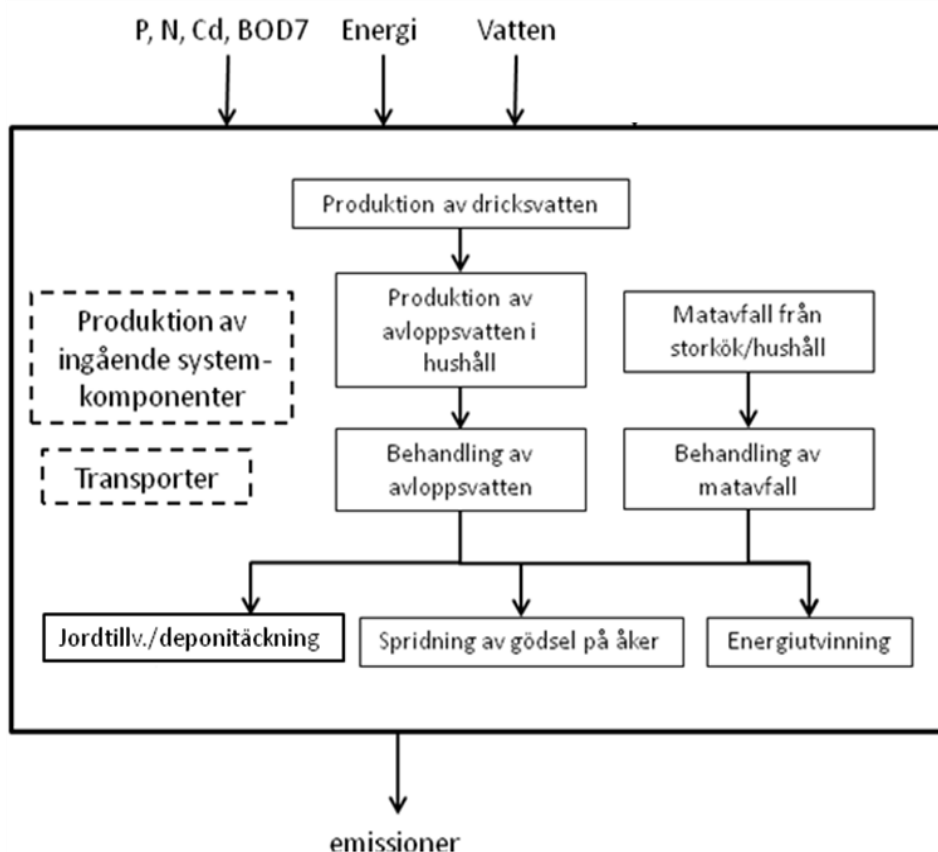
Miljösystemanalys är ett samlingsbegrepp för flertalet metoder för bedömning av miljöpåverkan och innefattar interaktioner mellan tekniska, ekonomiska, sociala och ekologiska system (Rydh m.fl., 2002). Ändamålet med en miljösystemanalys är att förstå hur olika system fungerar och influerar sin omgivning

En av de mest etablerade metoderna för miljösystemanalys är Livscykelanalys (LCA). Eftersom metoden kräver kvantifierade data är den mest lämpad för mer komplexa och noggranna analyser. LCA tar hänsyn till alla material och energiflöde inom de systemgränser som är valda och det gör metoden anpassningsbar och väl lämpad för flera olika områden (Rydh m.fl., 2002).

Livscykeln för en produkt beskriver produktens liv från vaggan, då energi och material används för att producera produkten, till graven, energi och material återförs till naturen. Vid produktion och hantering av en produkt uppstår olika sorters miljöpåverkan i produktens olika livsfaser (Rydh m.fl., 2002). Genom att jämföra olika produkter och system som uppfyller samma funktion kan det alternativ som ger lägst miljöbelastning väljas.

Metodiken för livscykelanalys är standardiserad enligt ISO-14040. Enligt denna standardisering är en livscykelanalys uppbyggd av olika faser. Dessa faser är mål och syfte, omfattning, inventering, miljöpåverkansbedömning och tolkning och förbättring (Rydh m.fl., 2002).

Denna studie baseras på LCA-metodiken men vissa delar som exempelvis skrotning av avloppssystemen utelämnas för att underlätta studien. Figur 2 visar valda systemgränser för denna studie. För att utföra miljösystemanalysen har VeVa-verktyget använts.



Figur 2. Systembild över de ingående delarna i miljösystemanalysen

### 3.3.2. Funktionell enhet

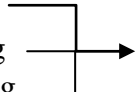
För att kunna jämföra olika avloppssystem på ett objektivet sätt krävs en gemensam nämnare som i ett livscykelperspektiv kallas funktionell enhet. I detta arbete är den funktionella enheten hushållsspillvatten från en boende under ett år.

För att ett system med våtkompost ska fungera krävs det ett komplementavfall till klosettvattnet. I denna studie har matavfall medtagits som komplement. Mängden matavfall som behövs beror på torrsubstanshalten (TS-halten) i klosettvattnet och hur stor TS-halt som krävs för att driva våtkompostprocessen. För att jämförelsen mellan avloppssystemen ska bli korrekt har samma mängd matavfall som behandlas i våtkompostanläggningen medtagits i alla systemen. För övriga avloppssystem behandlas matavfall genom förbränning.

### 3.3.3. Systemgränser

För att kunna genomföra en livscykelanalys och även utveckla VeVa-verktyget krävs förbestämda systemgränser som avgränsar studien så att syftet kan uppfyllas utan att analysen blir för komplicerad. Vid denna livscykelanalys sattes systemgränserna till att innefatta hushållsspillvatten från dess produktion i hushållen tills dess återförande till marken som gödsel eller emission till luft och recipient. Även matavfall har medtagits i studien men detta flöde är inte kärnan i studien och har därför inte analyserats lika ingående som hushållsspillvatten.

Systemet avgränsas till

- Produktion av dricksvatten.
  - Transport
  - Behandling
  - Användning
- 
- Produktion och transport av material och systemkomponenter.
  - Emission av ämnen till mark, luft och recipient.

#### *Gränser mot natursystem*

Det finns flertalet andra aspekter som har påverkan på miljön och resursanvändningen men som inte medtagits i denna studie. Vid behandling av hushållsspillvatten kan andra ämnen förutom P, N, BOD<sub>7</sub> och Cd ha stor betydelse för miljöpåverkan. Dock har inga andra ämnen förutom de uppräknade medtagits i studien på grund av osäkra data, få tidigare studier och för att underlätta denna studie. Hur återföring av P, N, BOD<sub>7</sub> och Cd påverkar markens porositet, positiva effekter av återföring så som ökad organiskt innehåll i marken och påverkan på grödor har inte ingått i studien. Det har heller inte gjorts någon analys över hur utsläpp och läckage av dessa ämnen påverkar djur och andra växter. Produktionen av växthusgaser är en intressant och i dagsläget välkänd aspekt som skulle kunna innefattas i studien men eftersom avloppsrening vanligtvis endast utgör en liten del av de totala utsläppen utslöts detta. Kunskaperna kring produktion av lustgas från jordbruk är begränsade och därför utelämnades dessa emissioner.

#### *Avgränsningar mot andra produkters livscykler*

I några av de studerade avloppssystemen produceras biogas när slam från avloppsreningsverk rötas. Vid förädling av biogas kan transportbränsle tillverkas eller el alstras men detta kräver extra utrustning som inte är medtagen i studien. Energiproduktionen kan dock vara av betydande storlek och därför redovisas den potentiella biogasproduktionen i analysen.

#### *Tidsmässiga avgränsningar*

Användningstiden för de studerade avloppssystemen och livslängden på de ingående komponenterna är mycket svårt att uppskatta. Av den anledningen antas en generell 30-årig avskrivning på investeringarna som syftar till energianvändningen vid anläggning och produktion. För de komponenter som har längre livslängd delas energianvändningen på 30 år medan de komponenter som har kortare livslängd divideras energianvändningen livslängden för varje komponent.

#### *Geografiska avgränsningar*

Studien avgränsas till ett specifikt område i Norrtälje. Platsspecifika karaktärsdrag som avstånd mellan fastigheter, jordbruk, reningsverk samt befintlig avloppsstandard tas hänsyn till men endast på ett övergripande sätt.

#### *Övriga avgränsningar*

Tillverkning av fordon och andra maskiner samt badrumsarmatur och behållare för matavfall ingår inte i studien. Anläggning och drift av förbränningsanläggning för matavfall har inte heller analyserats.

### **3.4. KOSTNADSANALYS**

Informationen som den ekonomiska analysen bygger på är dels uppskattad utifrån kostnader, avgifter och taxor från Stockholms län och Norrtälje kommun, och dels hämtade från nyckeltal och kvalificerade uppskattningar gällande för Sverige. För att ekonomianalysen inte ska bli för komplicerad har vissa kostnader och vinster utelämnats. De utgifter som inte har inkluderats är hanteringen av avloppsrester, som exempelvis spridning av gödsel, deponitäckning och vissa transportkostnader. Ej heller har kostnadsvinster i form av fjärrvärme, biogasproduktion och minskat handelsgödselbehov medtagits.

Precis som miljöanalysen har kostnadsanalysen utförts med hjälp av VeVa-verktyget. För att underlätta informationsinsamlingen har somliga data som framtagits i samband med en VeVa-studie i Värmdö år 2007 använts. Eftersom Värmdö studien är relativt nyligen genomförd och omfattar ett område i närheten av Norrtälje, betraktades dessa data som verklighetsskildrande även för fallstudien i Norrtälje.

Resultaten i kostnadsanalysen åskådliggörs i enheten kostnad per boende och år. Dock kan denna enhet vara något missvisande eftersom resultaten egentligen inte visar vad varje boende i verkligheten kommer vara tvungen att betala per år. Det resultatet visar är den genomsnittliga kostnaden per år för hela avloppssystemet utslagen på antalet boende som är kopplade till systemet. Det har alltså inte tagits någon hänsyn till hur betalningen av systemen är uppdelad eller vilka som är finansärer.

Vid nyanläggning av enskilda avloppssystem måste fastighetsägaren vanligtvis själv investera i den nya avloppsanläggningen. Denna investering kan innebära en stor summa pengar. Utöver investeringskostnaden tillkommer drift- och underhållskostnader. Vid en anslutning till det kommunala avloppsledningsnätet är det vanligast att varje fastighetsägare betalar en VA-taxa som innefattar anläggnings- och brukningsavgift för vatten- och avloppssystemet. Hur VA-taxan är uppbyggd kan variera mycket mellan olika kommuner. Anläggningsavgiften kan i många kommuner uppstiga till 100 000 kronor eller mer. VA-taxan beror inte bara av i vilken kommun fastigheten är belägen i utan också på faktorer som tomtens lokalisering i kommunen, tomtens storlek, typ av hus och mängd förbrukat dricksvatten i hushållet.

### **3.5. MILJÖ- OCH KOSTNADSNYCKELTAL**

För att på ett mer överskådligt sätt kunna avgöra vilket avloppssystem som ger minst utsläpp och störst återföring av näringsämnen till jordbruksmark för minst pengar har miljö-kostnadsnyckeltal beräknats för varje system. Det är främst avskiljningen och recirkulationen av kväve och fosfor som har störst betydelse i detta sammanhang. För att beräkna nyckeltalen för avskiljning av näringsämnen har kostnaden för respektive system dividerats med mängden avskiljt kväve och fosfor per boende och år. För recirkulationen har mängden recirkulerat kväve och fosfor dividerats med totala kostnaden för respektive system.

### **3.6. KÄNSLIGHETSANALYS**

För att bedöma hur resultatet i denna studie påverkas av variationer i indata omfattar denna studie även en känslighetsanalys. Denna har utförts genom att bedöma vilka parametrar som i stor utsträckning påverkar resultatet och hur osäkra dessa är. Eftersom huvudsyftet med detta arbete är att studera ett våtkompostsystem har känslighetsanalysen fokuserats på just detta system.

## 4. TEORI

### 4.1. LAGAR OCH DIREKTIV

#### 4.1.1. Allmänt

När Sverige gick med i EU 1995 fanns det en rad direktiv inom unionen gällande vattenkvalitet som successivt har införts i den svenska lagstiftningen. Direktiven var då ämnade för olika vattenområden och vattentyper som badvatten, dricksvatten, avloppsvatten, fiskevatten etc. Senare beslutades att det behövdes en mer övergripande strategi för att förvalta vattenresurserna inom EU och därför infördes år 2000 Ramdirektivet för vatten som på sikt ska ersätta en rad andra direktiv. (Naturvårdsverket, 2008)

Sverige har införlivat många av direktiven i lagstiftningen genom Miljöbalken, som infördes år 1999, och genom Naturvårdsverkets föreskrifter. I Miljöbalkens andra kapitel finns de allmänna hänsynsreglerna som kan kopplas till avloppsrening. Reglerna ställer krav på personer som bedriver en verksamhet eller utför en åtgärd som kan orsaka olägenheter för människors hälsa och miljön. (Naturvårdsverket, 2008)

De krav som ställs är att

- det ska finnas kännedom om de risker för människor och miljön som åtgärden kan tänkas orsaka.
- det vidtas skyddsåtgärder och försiktighetsmått som inte är orimliga för att undvika olägenheter.
- den mest lämpade platsen väljs för åtgärden/verksamheten.
- i möjligaste mån hushålla med resurser och att sträva efter att sluta kretslopp.
- vid produktval välja den mest miljövänliga produkten.

Förutom dessa krav finns ett generellt förbud i förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (1998:899) att i vattenområden släppa ut avloppsvatten som inte genomgått längre rening än slamavskiljning. Tillämpning av Miljöbalken ska ske så att balkens övergripande mål om hållbar utveckling uppfylls. Miljöbalkens mål har preciserats av Riksdagen i 16 miljökvalitetsmål där flera kan kopplas till avloppsrening. För varje miljömål finns det delmål som när det uppfylls ger en indikation om hur utvecklingen fortskrider. (Naturvårdsverket, 2008)

De miljömål som har störst anknytning till avloppsrening är

- **Giftfri miljö.**
- **Ingen övergödning.**  
Halterna av övergödande ämnen i naturen ska inte innebära en negativ inverkan på människors hälsa, den biologiska mångfalden eller möjligheter till användning av mark och vatten. Ett av delmålen är att fram till år 2010 ska utsläppen av fosfor i vattendrag från mänskliga källor ska ha minskat med 20 % från 1995 års nivåer.
- **Levande sjöar och vattendrag.**
- **Hav i balans samt levande kust och skärgård.**
- **God bebyggd miljö.**

I Miljöbalken finns det även mål gällande ökad resurshållning och kretsloppsanpassning. Ett av målen är att till senast år 2015 ska minst 60 % av fosfor i avloppsvatten återföras till produktiv mark varav minst hälften bör återföras till jordbruksmark. Ett annat mål gällande matavfall är att till år 2010 bör minst 35 % av matavfall från hushåll, butiker, storkök, restauranger mm återvinnas genom biologisk behandling. (Sveriges miljömål, 2009)

#### **4.1.2. Kommunal avloppsrening**

Reningskraven för hushållsspillvatten är olika beroende på om reningen sker i enskilda avlopp eller i större reningsverk. De krav som ställs på rening av avloppsvatten i kommunala verk finns främst i direktivet om rening för avloppsvatten från tätbebyggelse (91/271/EEG). Syftet med direktivet är att motverka skador på naturen som kan uppkomma som följd av rening av avloppsvatten. Kraven som ställs är bland annat att alla bebyggda områden (hänsyn till antal invånare och lokalisering tas) ska ha ett uppsamlingsystem för avloppsvatten inom en viss tidsfrist. Kvaliteten på det renade vattnet måste uppfylla de krav som ställs i direktivet. I områden som är speciellt känsliga finns extra höga krav på reningen. Det avloppsvatten som samlas upp ska genomgå minst sekundär rening, närmare bestämt biologisk, kemisk eller annan rening som leder till uppfyllandet av de minimikrav som ställs (Naturvårdsverket, 2008). I föreskriften om rening av avloppsvatten från tätbebyggelser finns gränsvärden för halter av bland annat organiskt material (BOD<sub>7</sub>, COD), fosfor och kväve i reningsverkens utgående vatten (SNFS, 1994a).

#### **4.1.3. Enskilda avlopp**

Det finns ingen allmängiltig definition för enskilda eller små avloppsanläggningar. Vad som avses med enskilda avlopp är dock att de är byggda för ett eller ett fåtal hushåll och nästan alltid handläggs av kommunens miljönämnd. Förutom hänsynsreglerna i Miljöbalken och kravet på längre gående rening än endast slamavskiljning i förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (1998:899) finns inga specifika utsläppskrav för enskilda avlopp (Naturvårdsverket, 2008). Emellertid har Naturvårdsverket utvecklat allmänna råd för små avloppsanläggningar som komplement till hänsynsreglerna och förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Dessa råd gäller för avloppsanläggningar vars maximala kapacitet är 25 personekvivalenter. Enligt dessa råd bör kommunala nämnden i varje enskilt fall bestämma om reningsanläggningen för en fastighet ska uppfylla normal eller hög skyddsnivå (Naturvårdsverket, 2008). Om utsläppet från anläggningen bland annat förväntas påverka vattenkvalitet negativt, den sammanlagda belastningen av näringsämnen är eller förväntas bli hög, eller om det finns speciella skyddsintressen i området bör hög skyddsnivå gälla.

För normal skyddsnivå ska avloppsanläggningen uppnå minst 90 % reduktion av BOD<sub>7</sub> samt minst 70 % reduktion av fosfor. För hög nivå gäller samma reduktion för BOD<sub>7</sub> men minst 90 % reduktion av fosfor och minst 50 % reduktion av kväve. Dessa reduktionsvärden gäller för det samlade utsläppen från hushållsvattnet för varje person (NFS, 2006). Det kan vara svårt att kontrollera hur hög reningsnivå och utsläppshalter ett enskilt avloppssystem har och därför bör kraven istället ställas på anläggningens utformning och robusthet så att förväntade reduktionskrav uppnås (Naturvårdsverket, 2008).

Trots att ett område bedöms ha hög skyddsnivå innebär det inte att avloppsanläggningarna måste uppfylla kraven för den högre nivån, utan andra faktorer som ekonomisk rimlighet tas också med i bedömningen. Utgångspunkten för ekonomisk rimlighet är inte vad den enskilda verksamhetsutövaren klarar av att betala utan vad den aktuella kategorin av utövare anses klara av ekonomiskt. (Naturvårdsverket, 2008)

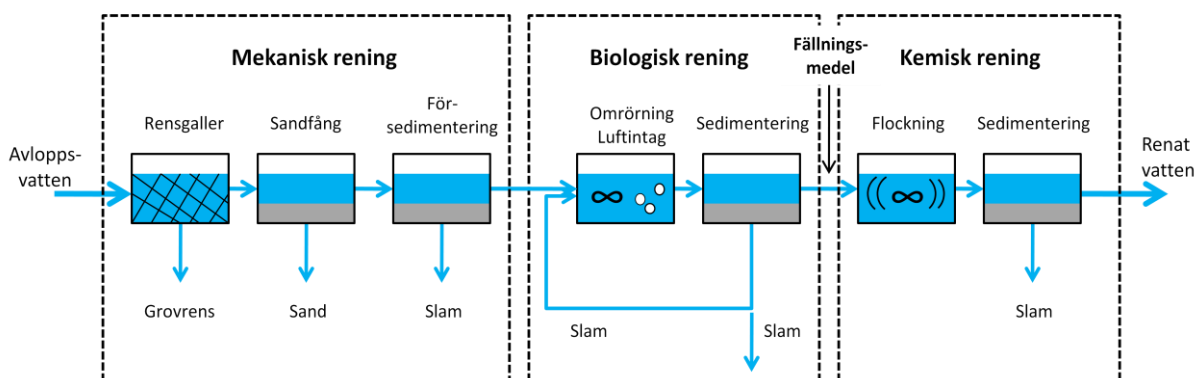


Eftersom det inte finns några generella renings- eller utsläppsnivåer för enskilda avloppssystem måste nyttan med att åtgärda undermåliga avlopp värderas mot kostnaden. Att anlägga nya avloppsanläggningar bara för att öka reningsgraden någon procent kan innebära stora investeringar samt driftkostnader vilket kan göra åtgärden oförsvarbar. (Naturvårdsverket, 2008)

## 4.2. STUDERADE AVLOPPSSYSTEM

### 4.2.1. Kommunalt avloppsreningsverk

I ett kommunalt eller centralt avloppsreningsverk kombineras vanligtvis mekanisk, biologisk och kemisk rening på olika sätt. Reningen inleds alltid med någon typ av mekanisk rening där större fasta partiklarna som exempelvis grus, plast, papper och trä avskiljs genom galler, sandfång eller försedimentering. Efter den mekaniska reningen sker någon kombination av kemisk och biologisk rening (Naturvårdsverket, 2006). Figur 3 visar reningsprocessen i ett avloppsreningsverk med mekanisk, biologisk och kemisk rening.



Figur 3. Beskrivning av reningsprocessen i ett kommunalt reningsverk med mekanisk, kemisk och biologisk rening.

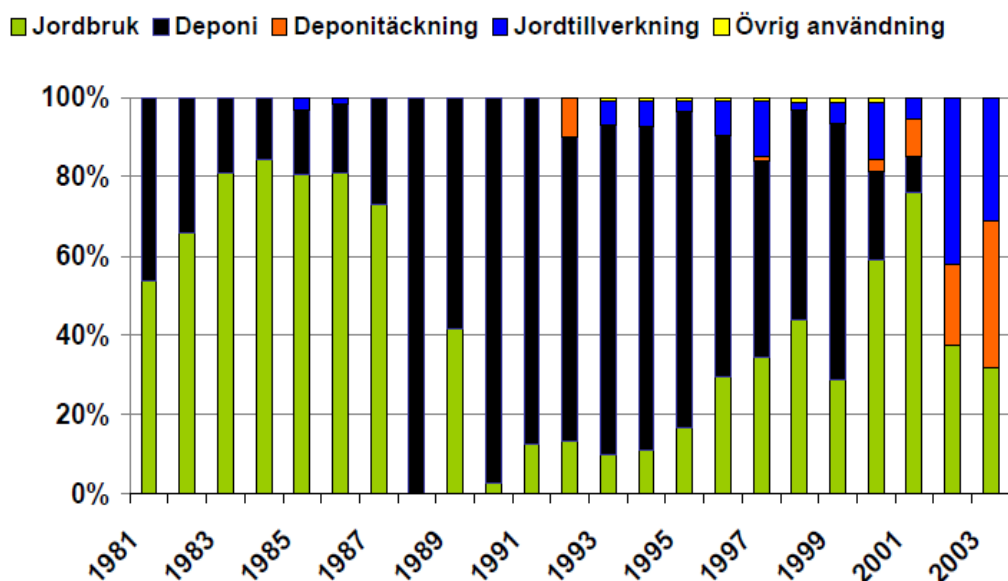
Vid den kemiska processen renas vattnet på fosfor. Detta sker genom att en fällningskemikalie baserad på järn eller aluminium tillsätts, vilket får fosfor att fällas ut. I detta steg kan ca 90 % av fosfor avskiljas. Den biologiska reningen bygger på att mikroorganismer bryter ner de organiska ämnena som främst finns i löst form i vattnet. Ca 90 % av dessa ämnen kan avskiljas i det biologiska steget och samtidigt förbrukas ca 20 % av kvävet. Utöver kvävereningen som sker i den vanliga biologiska reningen har somliga reningsverk ytterligare kväverening. Ungefär hälften av allt avloppsvatten som renas i större avloppsreningsverk genomgår denna typ av extra kväverening (Naturvårdsverket, 2010a). Den extra kvävereningen sker i det biologiska steget och är en ganska komplicerad process vilket medför att behandlingen bara tillämpas i större verk eller i områden med känslig recipient. Kvävereningen sker genom att denitrifikationsbakterier producerar kvävgas av den nitrit som finns i vattnet och kvävgasen avgår sedan till luften. På detta sätt kan mellan 50 och 75 % av kvävet avlägsnas. Filtrering är ett sista steg i de reningsverk som har extra höga krav på rening. Här filtreras vattnet en sista gång för att avlägsna de kvarstående partiklarna (Naturvårdsverket, 2006). Tabell 2 visar reduktionsintervaller för kommunala avloppsreningsverk.

Tabell 2. Reduktionsgrader för kommunala avloppsreningsverk (Naturvårdsverket, 2009).

Ämne	Avloppsreningsverk - utan kväverening	Avloppsreningsverk - med kväverening
BOD <sub>7</sub>	85-98%	85-98%
P	80-98%	80-98%
N	30-55%	50-80%

Rötning är en vanlig stabiliseringsmetod för slam som bildas i ett reningsverk. Vid rötning bryts organiskt material ned i en syrefri miljö vilket gör att metangas och koldioxid bildas. Eftersom det i samband med nedbrytningen sker en värmeutveckling dödas de smittoämnen som finns i slammet samtidigt som slammet stabiliseras (Naturvårdsverket, 2007).

Avloppsslam från avloppsreningsverk används i dagsläget inom flera olika områden, som exempelvis jordbruk, deponitäckning eller jordtillverkning. Figur 4 visar hur slam i Stockholms län använts mellan år 1981 och 2003. På 1980-talet var det vanligt att slammet användes i jordbruket men i slutet av 80-talet kom larmrapporter om höga tungmetallhalter i åkermarken vilket gjorde att denna användning nästan helt upphörde. Istället för nyttjande inom jordbruket blev deponering av slam vanlig hanteringsmetod. År 2005 infördes ett förbud mot deponering av organiskt avfall, vilket avloppsslam tillhör. Detta tillsammans med det faktum att det finns fördelar i att nyttiggöra avloppsslam har gjort att slam i större utsträckning används inom jordbruket i dagsläget (Thuresson och Haapaniemi, 2005).



Figur 4. Relativ användning av slam från avloppsreningsverk dimensionerade för mindre än 100 000 p.e. i Stockholms län mellan åren 1981 och 2003 (Thuresson och Haapaniemi, 2005).

För att höja kvaliteten på slam från avloppsreningsverk och därmed öka återföringen av växnäringsämnen från slammet har REVAQ utvecklats. REVAQ är ett certifieringssystem för avloppsreningsverk som framtagits av Svenskt vatten tillsammans med LRF, Lantmännen och Svensk Dagligvaruhandel. Anledningen till att certifieringssystemet utvecklats är att man ansåg att den svenska lagstiftningen gällande återföring av avloppsslam till jordbruket inte var tillräckligt stark och det behövdes betydligt högre krav och hårdare regler. (LRF, 2009)

Syftet med REVAQ är att avloppsslammet ska uppfylla speciella krav och vara framställt på ett ansvarsfullt sätt samt att information om framställningen och kvaliteten på slammet ska vara tillgänglig. Det är också viktigt att reningsverken kontinuerligt försöker förbättra reningen i verken och kvaliteten på avloppsslammet. Detta kan till exempel åstadkommas genom att försöka reducera halten tungmetaller och andra hälsofarliga ämnen redan vid källan så att dessa ämnen i största möjliga omfattning inte hamnar i avloppsvattnet (LRF, 2009). Idag är ca 22 reningsverk certifierade enligt REVAQ (Svenskt vatten, 2009).

#### 4.2.2. Lokalt avloppsreningsverk

Reningsförloppet i mindre reningsverk kan se olika ut, precis som för kommunala reningsverk, men processen är vanligtvis någon kombination mellan mekaniskt, biologisk och/eller kemisk rening. I denna studie jämförs ett mindre avloppsreningsverk med SBR-teknik. SBR-teknik betyder Sequencing Batch Reaktor och innebär att avloppsvattnet samlas upp till en bestämd mängd för att sedan behandlas. Denna typ av teknik gör att reningen blir opåverkad av vattenflödet vilket gör systemet mer robust. Ytterligare en fördel med denna typ av verk är att både den biologiska och kemiska reningen kan ske i samma behandlingstank (Palm m.fl., 2002). Behandlingen av hushållspillvatten i detta reningsverk bygger på ”aktiv slam”-metoden som är en biologisk process där reningen utförs av bakterier och mikroorganismer (Goodtech, 2009). Utöver den biologiska reningen sker det både mekanisk rening, där större partiklar avskiljs, och kemisk rening, där vattnet renas på fosfor (Palm m.fl., 2002). Tabell 3 anger reningsgraderna för ett mindre reningsverk med SBR-teknik.

Tabell 3. Reningsgraden för ett reningsverk med SBR-teknik (Bengtsson m.fl., 1997).

Ämne	Reningsgrad
BOD <sub>7</sub>	95 %
P	90-95 %
N	25-50 %

Slam från mindre reningsverk måste nästan alltid behandlas för att minska antalet mikroorganismer och även BOD<sub>7</sub>-halten. Det mest förekommande är att slammet transporteras till större reningsverk där det behandlas genom rötning. Vid rötning bildas biogas som kan användas till att producera olika typer av energiformer. Vid denna behandling minskar även slammets volym vilket gör det mer lätthanterligt. (Naturvårdsverket, 2007)

#### 4.2.3. Komponenter i enskilda avloppssystem

Enskilda avloppssystem är ofta uppbyggda av flera olika komponenter eller delar som har olika funktioner i reningsanläggningen. Nedan beskrivs varje del var för sig men för att få ett komplett reningsssystem kombineras vanligtvis olika komponenter.

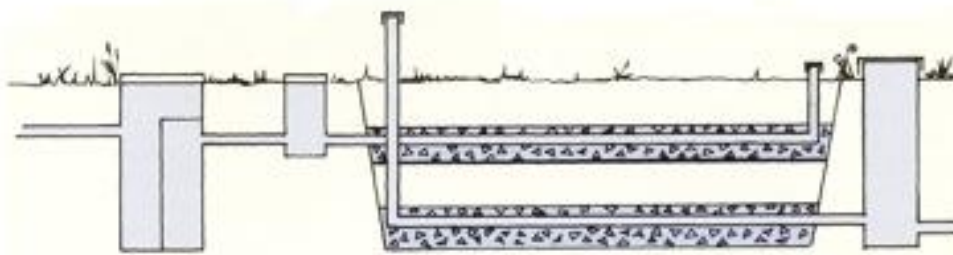
##### Slamavskiljare

Slamavskiljning är en mekanisk reningsmetod där större partiklar i avloppsvattnet avskiljs som en första rening. Denna metod kan inte ensamt rena avloppsvatten tillräckligt utan används som förbehandling för att minska risken för driftstörningar i den behandling som efterföljer. Slamavskiljare har flera syften, de viktigaste är att förhindra att stora mängder organiskt material hamnar i den efterföljande reningsanläggningen, att jämna ut det inkommande flödet och skapa en förvaring för avloppsslammet (Palm m.fl., 2002).

Den vanligaste slamavskiljningen för enskilda avlopp är en trekammarbrunn. I trekammarbrunnen kommer vissa partiklar flyta på ytan medan andra sjunker till botten och dessa kan sedan avskiljas (Palm m.fl., 2002). Om en slamavskiljare är bra utformad och underhållen kan den reducera avsättbara och suspenderade ämnen med ca 70 %. Eftersom mycket av näringsämnena som BOD<sub>7</sub>, fosfor och kväve är lösta i vattnet är reduktionen av dessa vanligtvis mycket låga, bara ca 10-20 % (Naturvårdsverket, 2003).

### Markbädd

Avloppsrening genom infiltration är den mest förekommande reningstekniken för fastigheter som har enskilda avloppsanläggningar. Det finns två typer av infiltrationssystem, infiltrationsbädd och markbädd. Skillnaden mellan systemen är att i en markbädd renas det ingående vattnet i tillförd sand vilket gör att reningsvolymen är begränsad, medan i en infiltrationsbädd så används de naturliga jordlagren. En annan skillnad är att det renade vattnet i en markbädd helt eller delvis leds till ett vattendrag istället för att infiltreras till grundvattnet, vilket gör det lättare att kontrollera reningsförmågan i markbädden. Mark och terrängförhållanden är inte lika betydande för en markbädd som för en infiltrationsbädd och därför har markbädden en klar fördel. Figur 5 visar en illustration av en markbädd.



Figur 5. Illustration av en markbädd med slamavskiljare (Avloppsguiden, 2009, med tillstånd).

I den övre delen av markbädden finns ett lager av mikroorganismer som renar avloppsvattnet från smittoämnen. Hur en markbädd utformas har stor betydelse för dess reduktionsgrad av fosfor och kväve och är därför svår att uppskatta. En nyanlagd markbädd kan ha en hög fosforreduktion men allteftersom fosfor fastläggs i sanden blir reningen sämre. Kvävereningen är vanligtvis relativt låg i en markbädd (Naturvårdsverket, 2009). Tabell 4 anger de ungefärliga reningsgraderna för en markbädd.

Tabell 4. Reningsgrad för markbädd (Naturvårdsverket, 2003; Palm, 2002).

Ämne	Reningsgrad
BOD <sub>7</sub>	90-99 %
P	10-80%
N	10-80%

### Fosforfälla

För att höja reningen av fosfor kan en markbädd kompletteras med en fosforfälla. En fosforfälla består av ett filter med fosforbindande material som renar vattnet på fosfor. Filtret kan rena vattnet på ca 90 % av fosforinnehållet, dock varierar avskiljningen beroende på vilket filtermaterial som används. Fördelar med en anläggning med markbädd och fosforfilter är att systemet vanligtvis är robust med lågt skötselbehov och få driftstörningar. Filtret måste bytas ut med ungefär 1 till 3 år intervall (Avloppsguiden, 2009a).

**Tabell 5. Reningsgrad för fosforfälla (Avloppsguiden, 2009a).**

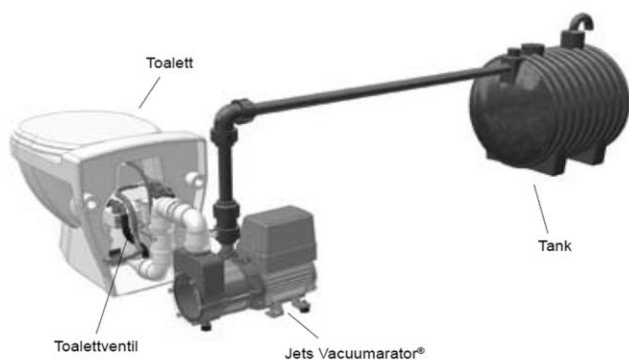
<b>Ämne</b>	<b>Fosforfilter</b>
<b>BOD<sub>7</sub></b>	0-30 %
<b>P</b>	ca 90 %
<b>N</b>	Ej utvärderat

### Sluten tank

En anläggning med sluten tank innebär att klosettvattnet samlas upp i en nedgrävd tank vanligen belägen på den egna fastigheten. Det sker inte någon rening av avloppsvattnet utan den slutna tanken fungerar bara som förvaring tills att innehållet töms och transporteras till ett reningsverk. Systemet rekommenderas inte för BDT-vatten eftersom detta skulle innebära för stora volymer vatten. För att reducera vattenvolymen och därigenom antalet tömningar av tanken är snålspolande toalett en mycket bra valmöjlighet.

Ett system med sluten tank är ett effektivt sätt att minska utsläppen av närings- och smittoämnen i området. Av näringsinnehållet i hushållsavloppsvatten innehåller klosettvattnet ca 90 % av kvävet och mellan 75 % till 85 % av fosfor. Variationer i andelen fosfor kommer av halten fosfat i det tvättmedel som används (Palm m.fl., 2002). I och med att klosettvattnet vanligtvis bara innehåller en mindre mängd tungmetaller och andra miljöfarliga ämnen i jämförelse med BDT-vatten, finns stora möjligheter till kretslopp av näringsämnen.

En vanlig storlek på tank är ca 6 m<sup>3</sup> men om vakuuntoaletter installeras istället för konventionellt snålspolande toaletter behövs vanligtvis bara hälften så stor tank. Dessa volymer gäller för en normalfamilj på tre eller fyra personer och tanken behöver då tömmas ca en gång per år. Tekniken med vakuumsystem har använts länge i främst båtar och bussar men är en relativt ny teknik i hushåll. Principen är att genom en vakuumenhet genereras ett vakuum i rörledningarna som snabbt för avfallet från toaletten till tanken. Vakuumtrycket genereras bara i ett fåtal sekunder vid varje spolning och därför blir driftkostnaderna mycket låga för systemet. Vakuumtrycket gör att spolvolymerna kan reduceras markant, för vissa fabrikat behövs endast ca 0,5 liter vatten vilket kan jämföras med 2 till 4 liter för en konventionell snålspolande toalett (lawebb, 2009). Figur 6 visar ett vakuumsystem bestående av toalett, vakuumenhet och sluten tank.



**Figur 6. Vakuumsystem (lawebb, 2009)**

#### 4.2.4. Våtkompostering

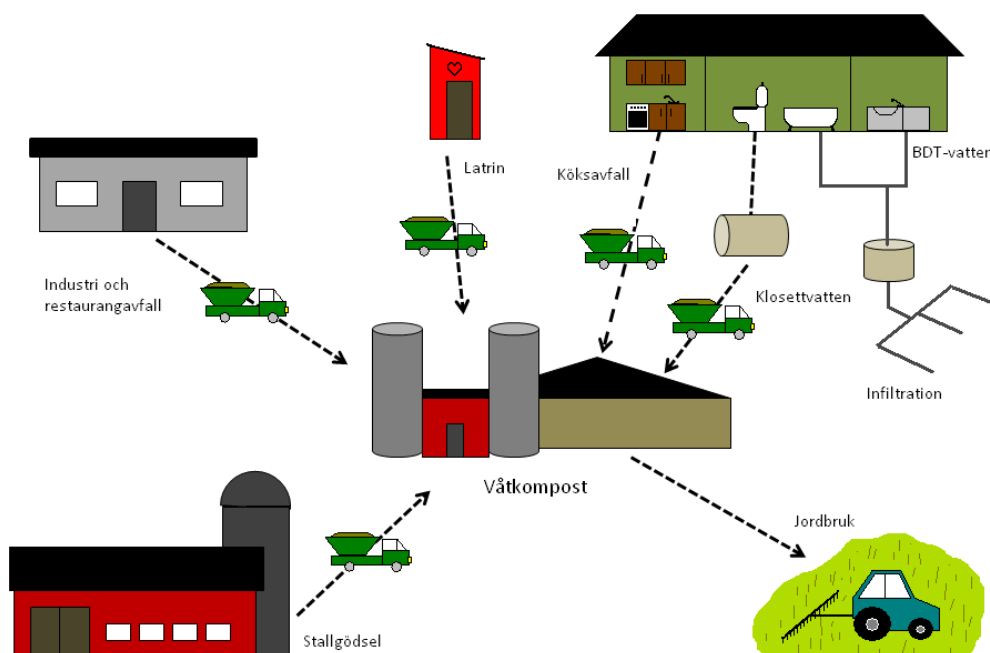
##### Behandlingsmetod

Våtkompostering är en behandlingsmetod för flytande organiskt avfall som avloppsvatten där slutprodukten kan användas som gödselmedel på åkrar. När avfall behandlas genom våtkompostering stabiliseras och hygieniseras materialet samtidigt som nästintill alla näringsämnen bevaras. Det behandlade avfallet är näringsmässigt mycket likt stallgödsel och kan därför återföras till jordbruket för att på detta sätt sluta kretsloppet för näringsämnena. (Malmén & Palm, 2003)

Våtkompostering är en aerob nedbrytningsprocess vilket betyder att aktiv syretillförsel är nödvändig. När avfallet bryts ner av mikroorganismer avges värme och vid en tillräckligt hög temperatur dör eventuella patogener som finns i avfallet vilket minimerar smittorisken. För att organiskt avfall av icke animaliskt ursprung ska betraktas som hygieniserat måste det uppnå en temperatur över 55°C i minst 10 timmar (Eveborn m.fl., 2007a). Det är viktigt att det avfall som behandlas har en tillräckligt hög energimängd för att nå den höga temperaturen och därför bör TS-halten för materialet vara mellan 2 och 10 %. Om TS-halten är lägre blir energiinnehållet för lågt vilket gör att hygieniseringen inte uppnås, men för hög TS-halt gör att syretillförseln försvåras och processen blir därför mer energikrävande (Malmén, 2005).

Eftersom materialet är hygieniserat efter våtkomposteringsprocessen behövs det ingen efterföljande lagring av sanitetsskäl. Dock är det främst på våren och hösten gödsling på åkermark sker och därför behövs det lagringsmöjlighet för att kunna gödsla vid rätt tidpunkt. (Eveborn m.fl., 2007a)

Våtkomposteringsmetoden kan tillämpas på många typer av material, vilket visas i Figur 7. Kraven är att det ska vara lättnedbrytbart, kunna sönderdelas och vara pumpbart. Material som är lämpade för denna behandling är latrin- och klosettavfall, mat- och livsmedelsavfall samt fast- och flytstallgödsel. (Eveborn m.fl., 2007a)



Figur 7. Behandlingsmaterial samt användningsområde för våtkompostering

Ur kvalitetssynpunkt är klosettavfallet från enskilda avlopp passande som behandlingsmaterial i våtkomposten. Dock kan energiinnehållet i detta avfall bli för lågt på grund av för stor vattenvolym om konventionella toaletter används. För att minska vattenhalten är snålspolande toaletter eller vakuumpoletter ett krav för att detta avfall ska vara lämpligt. Även om mycket snålspolande toaletter används är klosettavfallet vanligtvis ändå för utspätt för att ensamt kunna behandlas i våtkomposten och därför behövs ett komplementmaterial. Latrin är mänsklig avföring som samlas in i latrintunnor utan tillsats av vatten och därför är vattenhalten låg i jämförelse med klosettavfallet. Detta gör att latrin är ett bra kompletteringsmaterial till klosettavfallet. Mat- och livsmedelsavfall kan också vara lämpligt som komplement till klosettavfallet, liksom fast och flytgödsel. Nackdelen med att använda stallgödsel, vilket inkluderar fast- och flytgödsel, som komplement är att det inte finns någon möjlighet att ta ut en behandlingsavgift för detta avfall, vilket ger sämre ekonomi för våtkompostanläggningen. (Eveborn m.fl., 2007a)

### *Teknisk beskrivning*

Jämfört med kompostering av fast material är det lättare att kontrollera och utföra en hygienisering av organiskt material genom våtkompostering eftersom flytande material underlättar en jämn temperaturfördelning. För att förhindra läckage av näringsämnen sker hygieniseringsprocessen i en väl sluten reaktor, där materialet pumpas in och syresätts genom omrörning (Eveborn m.fl., 2007a). Det finns två tillvägagångssätt för en våtkomposteringsprocess och vilken metod som väljs beror främst på de lokala förutsättningarna och hur mycket material som ska behandlas (Malmén, 2005). Den vanligaste metoden är en semikontinuerlig drift vilket betyder att endast en del av reaktorvolymen byts ut med jämna mellanrum, exempelvis en gång per dag. Vid varje ny tillsats sker en temperaturhöjning i reaktorn vilket hygieniserar materialet. Genom detta driftsätt reduceras tiden för varje cykel eftersom temperaturen inte sänks mer än några grader vid tillsats av nytt material och det finns hela tiden ett bestånd av nedbrytningsbakterier, vilket gör processen effektiv och mindre störningskänslig. Den andra metoden kallas satsvis drift och innebär att hela reaktorvolymen byts ut en eller flera gånger per år. (Eveborn m.fl., 2007a; Malmén, 2005)

Ett förlager och ett efterlager fodras vid anläggningen för att förvara obehandlat och behandlat material i väntan på behandling eller spridning på jordbruksmark. Vid lagring kan det ske betydande kväveemissioner till luft i form av ammoniak. Det är därför viktigt att lagringsutrymmena är väl täckta. (Eveborn m.fl., 2007a)

Det krävs ett visst energitillskott för att driva en våtkompostanläggning. Det är främst syretillförsel- och pumpsystemet som kräver el. Genom värmeväxling från det färdigbehandlade materialet kan en del energi återvinnas och antingen återföras till hygieniseringsprocessen eller utnyttjas för andra behov. Elanvändningen beror till stor del på hur anläggningen är uppbyggd. (Eveborn m.fl., 2007a)

### Spridning av våtkompost på jordbruksmark

Färdigbehandlad våtkompost är som tidigare nämnts näringsmässigt mycket likt stallgödsel och därför väl lämpat som gödselmedel. Halterna av koppar och zink är vanligtvis lägre än i svin- och nötflytgödsel men hur mycket beror på vilka material som har behandlats. Enligt föreskrifter för kompost som innehåller fraktioner av avlopp får produkten inte användas på

- betesmarker
- åkermark som kommer att användas till bete eller där vall kommer att skördas inom 10 månader.
- mark där det odlas eller inom 10 mån kommer att odlas bär rotfrukter eller grönsaker som normalt är i kontakt med jorden och konsumeras råa. (Eveborn m.fl., 2007a)

För att begränsa förlusten av näringsämnen vid användning av våtkompostgödsel bör spridning på åkermark ske vid rätt tidpunkt och med väl utvecklade metoder. Det är främst kväve i gödselmedel som är lättroligt och kan gå förlorat för växterna genom ammoniakavgång, ytavrinning, nitratlakning och denitrifikation. Fosfor kan endast försvinna genom utlakning och är därför inte lika rörlig som kväve. Läckage av kväve och fosfor kan till en viss mån förhindras om gödsel sprids under grödornas tillväxtperiod. (Malmén, 2005)

Tillskillnad från slam från konventionella reningsverk innehåller våtkomposterat avfall inget slam från BDT-vatten vilket medför att halten tungmetaller är lägre. Det finns därför en större acceptans att använda våtkompostgödsel bland lantbrukare. Eftersom priset på handelsgödsel har stigit de senaste åren är våtkomposterat avloppsavfall ett billigare alternativ som kan ge ekonomiska fördelar för bönder. Våtkompostgödsel kan spridas på åkrar med samma utrustning som flytgödsel och urin från djur vilket innebär att lantbrukaren inte behöver investera i nya maskiner. (Malmén, 2005)

### Utformning av system

För att en reningsmetod genom våtkompostering ska fungera optimalt med liten miljöbelastning och låg kostnad krävs ett välutvecklat hanteringssystem för det avfall som ska behandlas. Hanteringssystemet innefattar installation av lämplig utrustning i fastigheterna, fungerande transport av behandlat och obehandlat material samt innehållsmässig kännedom om avfallet som ska våtkomposteras. För att undvika störningar i våtkomposteringsprocessen kräver anläggningen kontinuerligt en viss mängd material. Brist på behandlingsbart avfall eller avfall med dålig kvalitet, till exempel för låg TS-halt, kan leda till stopp i processen vilket minskar kapaciteten och ökar energianvändningen. (Eveborn m.fl., 2007a)

Eftersom BDT-vatten inte bör behandlas genom våtkompostering måste avloppssystemet vara separerat, i fastigheter anslutna till en våtkompost. Detta betyder att BDT-vattnet är skilt från klosettvattnet. Den vanligaste avloppshanteringen är att klosettvattnet samlas upp och förvaras i en sluten tank medan BDT-vattnet renas lokalt på platsen. Val av anläggning för BDT-rening beror på platsspecifika förutsättningarna, dock är metoder som infiltration eller markbädd vanligast. Som tidigare nämnts måste toaletterna i fastigheterna vara snålpolande för att uppnå högre TS-halt i klosettvattnet. Lägre vattenhalt i klosettvattnet bidrar även till att de slutna tankarna kan tömmas mer sällan och därigenom minskas även transportbehovet. Detta leder till lägre kostnad och miljöbelastning för våtkompostsystemet (Eveborn m.fl., 2007a).

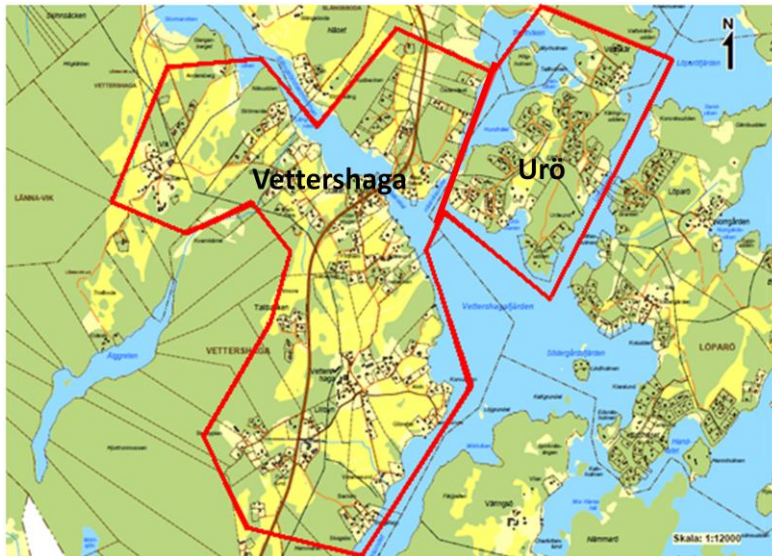


En faktor som i stort påverkar miljöbelastning och kostnad för våtkompostsystemet är dess placering. Transport av klosettwater och annat organiskt material med slambil och lastbil kan generera stora kostnader och utsläpp av växthusgaser om avståndet mellan uppsamlingsplats och våtkompost är för långt. Optimering av färdvägen är därför viktig så att körsträckan i möjligast mån förkortas. Det är dock inte helt lämpligt att anlägga en våtkompost för nära ett bostadsområde eftersom en viss lukt kan förekomma. När avfall har behandlats i en våtkompostanläggning ska det distribueras till lantbrukare vilket innebär att en passande lokalisering är nära jordbruk i anslutning till uppsamlingsområde för avfallet. (Eveborn m.fl., 2007a)

## 5. FALLSTUDIE

### 5.1. STUDERAT OMRÅDE

Det område som studerats i fallstudien är Vетtershaga och Urö som ligger i södra delen av Norrtälje kommun i förbindelse med Östersjön. Detta område ingår i Norrtäljes VA-2 program och information om antalet fastigheter och de befintliga avloppssystemen är hämtad från en inventering utförd av Norrtälje kommun år 2000. Figur 8 visar en karta över området.



Figur 8. Karta över fallstudieområdet Vетtershaga och Urö (Eklund, 2009).

#### 5.1.1. Vетtershaga

Vетtershaga är en gammal jordbruksbygd där det vid senaste inventeringen år 2000 fanns ca 214 fastigheter varav 179 är hushåll. Ungefär hälften av hushållen i området är permanentbostäder och det sker för närvarandet ingen större nybildning i området. Området har en lång kustremsa mot Bergshamraviken, Vетtershagafjärden och Vетtershagasundet. Både Bergshamraviken och Vетtershagafjärden har otillfredsställande ekologisk status och båda anses känsliga mot utsläpp av avloppsvatten och nitrat.

Enligt inventeringar finns det 137 WC-avlopp, varav 23 leds till en sluten tank, och 36 BDT-avlopp. I samband med inventeringen år 2000 åtgärdades alla gamla WC-avlopp. Det finns ingen gemensam vattentäkt i området utan alla fastigheter har egen brunn.

#### 5.1.2. Urö

Urö är en halvö belägen i anslutning till Vетtershaga. 88 % av områdets hushåll är fritidshus och de flesta ligger inom detaljplanlagt fritidshusområde. Totalt finns det 106 fastigheter i området varav 99 stycken är hushåll. Runt halvön finns grunda havsvikar och området har många strandnära fastigheter vilket gör belastningen på havet från avloppen betydande.

Enligt inventeringen finns det 34 WC-avlopp, varav 20 är slutna tankar. 46 fastigheter har BDT-avlopp. Som för Vетtershaga åtgärdades alla gamla WC-avlopp på Urö vid inventeringen år 2000.

### **5.1.3. Närområdet till Vettershaga och Urö**

Strax nordväst om Urö och Vettershaga ligger Bergshamra tätort med ca 500 invånare. Orten har i dagsläget ett eget avloppsreningsverk och vattenverk men det finns planer på att avveckla dessa inom en snar framtid. Anledningen till nedläggningen är att Bergshamra tätort på sikt bedöms kunna utvecklas till ett kommundelscentrum och då öka i antalet invånare. Om detta sker kommer området kräva ett större avloppsreningsverk. Flertalet fastigheter är i nuläget inte anslutna till det gemensamma reningsverket vilket leder till problem med övergödning i Bergshamraviken som bedöms vara ett miljöstört vattenskyddsområde med extremt höga halter av kväve och fosfor.

Istället för att anlägga ett nytt avloppsreningsverk i Bergshamra tätort kommer en ledning att dras till Lindholmens reningsverk strax utanför Norrtälje stad. Detta innebär att fler boende kan kopplas på det kommunala nätet vilket medför en minskad belastning av näringsämnen på Bergshamra viken och andra recipienter i området. Till år 2015 planeras en vattenledning mellan Görvälnverket i Vallentuna och Norrtälje vilket kommer att försörja stora delar av Norrtäljes invånare med dricksvatten. Denna ledning kommer att dras precis utanför Bergshamra vilket innebär att samhällets vattenförsörjning är säkrad.

Andra områden i närheten av Vettershaga och Urö är Enviken och Bergshamra by. Dessa områden består i dagsläget mestadels av fritidsboende med enskilda avlopp. Eftersom Enviken, Berghamra by, Vettershaga och Urö ligger i närheten av varandra är det troligt att alla kommer kopplas upp på det kommunala nätet om detta alternativ visar sig vara det mest lämpliga. Enligt inventering finns det tillsammans ca 480 hushåll i Bergshamra by och Enviken.

## **6. ANTAGANDEN OCH BERÄKNINGAR**

*För att kunna genomföra miljö- och kostnadsanalysen har ett stort antal antaganden, uppskattningar och beräkningar utförts i denna studie. I detta avsnitt presenteras den mest väsentliga informationen som resultaten grundas på. Övriga uppgifter finns i bilagorna 1, 2, 3 och 4.*

### **6.1. GENERELLT**

#### **6.1.1. Hushållsstatistik**

Kännedom om producerad och använd mängd avfall och dricksvatten från hushåll är betydelsefullt för att kunna dimensionera avloppssystemen och även för att bedöma miljöpåverkan och kostnader. Dessa mängder beror till stor del på hur många som bor i varje hushåll, hur ofta dessa personer är hemma samt spolvanor och toalettyp. I denna studie har det förmodats att det bor 2,8 personer i varje hushåll vilket är ett nyckeltal som används av Stockholm Vatten.

I fallstudieområdet Vettershaga/Urö finns det både permanent- och fritidshus vilket innebär att hemmavaron skiljer sig mellan hushållen. Med hemmavaro menas hur stor del av tiden de boende i snitt spenderar i fastigheten. Permanentboende har antagits vara hemma ca 11 månader (90 %) av året, medan en månad spenderas på annan ort. Vanligtvis tillbringas några timmar om dagen på jobb, skola eller liknande och därför har det uppskattats att 60 % av toalettbesöken sker hemma. All typ av tvätt, disk och bad sker vanligtvis hemma och därför uppskattas 100 % hemmavaro för BDT-vatten. Gällande fritidsboende har antagandet gjorts att de boende spenderar 3 månader per år i sommarhuset, vilket är ca 25 % av året. Alla toalettbesök samt bad, disk och tvättning förväntades ske i fritidshuset under dessa tre månader.

Enligt Eveborn m.fl. (2007a) sker i genomsnitt 9,5 toalettspolningar per person och dag. För konventionellt snålspolande toaletter av nyare modell kan brukaren vanligtvis välja hur mycket vatten som ska användas vid spolning. När endast urin och vatten ska spolas ned behövs vanligtvis bara en mindre mängd vatten än när fekalier ska spolas. Av de 9,5 spolningarna per person och dag är 4,5 stora spolningar och 4 små spolningar. För en konventionell snålspolande toalett används ca 4 liter vatten vid en stor spolning och ca 2 liter vatten vid en liten spolning.

I denna studie har vakuumsystemet Jets standard studerats. Jets är ett norskt fabrikat som har en hög standard och driftsäkerhet men är något dyrare än många av konkurrenterna. Vid varje spolning förbrukas endast ca 0,6 liter vatten i vakuumsystemet, vilket kan jämföras med 2 till 4 liter för en konventionell snålspolande toalett (Ehnhage, 2009).

#### **6.1.2. Hushållspillvatten**

Sammanställningen av hushållspillvatten kan variera bland annat beroende på individers matvanor och vilka typer av hushållskemikalier som används. Denna studie bygger på data från Jönsson m.fl. (2005) som analyserat och sammanställt ett antal undersökningar av hushållspillvattens innehåll. Tabell 6 visar hushållspillvattnets sammansättning av de ämnen som analyseras i denna studie.

Tabell 6. Sammansättning av hushållspillvatten (Jönsson m.fl., 2005)

	Urin	Fekalier + Toalettpapper	BDT-vatten	Enhet
<b>N<sub>tot</sub></b>	4	0,5	0,56	[kg/p.e, år]
<b>NH<sub>3</sub>/NH<sub>4</sub></b>	3,8	0,1	0,1	[kg/p.e, år]
<b>P<sub>tot</sub></b>	0,33	0,18	0,055*	[kg/p.e, år]
<b>PO<sub>4</sub></b>	0,30	0,04	-	[kg/p.e, år]
<b>BOD<sub>7</sub></b>	2	12	12	[kg/p.e, år]
<b>Cd</b>	0,183	3,65	18,25	[mg/p.e, år]
<b>H<sub>2</sub>O</b>	542,8	40,37	47450	[liter/p.e, år]
<b>TS</b>	7	19	26	[kg/p.e, år]

\* Värde gäller om endast fosfatfria tvätt och diskmedel används. Om tvätt och diskmedel innehåller fosfater blir fosforhalten istället 0,19 (Naturvårdsverket, 1995).

### 6.1.3. Matavfall

Matavfallet som analyserats i denna studie har ingen specificerad härkomst utan näringssammansättningen har antagits vara ungefär densamma oberoende av källa. Näringsinnehållet i matavfallet baseras på en sammanställning av hushållsavfalls näringsinnehåll gjord av Jönsson m.fl. (2005) och kan ses i Tabell 7. Kadmiumhalten för matavfall är hämtad från Asperö-Lind (2009).

Tabell 7. Sammansättning av matavfall (Jönsson m.fl., 2005; Asperö-Lind, 2009).

Sammansättningen av matavfall	Värde	Enhet
<b>Våtvikt</b>	1000	kg
<b>Torrsubstanshalt</b>	31	%
<b>N<sub>tot</sub></b>	7,1	kg
<b>NH<sub>3</sub>/NH<sub>4</sub></b>	0,81	kg
<b>P<sub>tot</sub></b>	1,209	kg
<b>PO<sub>4</sub></b>	11 %	% av P <sub>tot</sub>
<b>Cd</b>	16	mg
<b>H<sub>2</sub>O</b>	690	kg

I dagsläget sker ingen insamling av matavfall från hushåll i Norrtälje kommun och därför har det förmodats att detta avfall kommer från någon eller några av de större kommunala inrättningarna i kommunen. Enligt Jönsson m.fl. (2005) genereras ca 74 kg komposterbart matavfall per person och år. Om det fanns ett väl fungerande insamlingssystem för matavfall från hushåll i Norrtälje skulle denna mängd avfall kunna behandlas i en framtida våtkompost.

## 6.2. FALLSTUDIEOMRÅDET

### 6.2.1. Boendestatistik

I Vetershaga och Urö tillsammans finns det totalt 278 hushåll och med antagandet om att varje hushåll har 2,8 boende blir invånarantalet 778 personer. Eftersom det är mycket svårt att uppskatta hur mycket området förväntas öka eller minska i antalet boende i framtiden har antagandet gjorts att befolkningsmängden kommer att vara konstant.

Enligt inventeringar i Vetershaga och Urö är andelen permanenta bostäder 16 % i Vetershaga och 12 % i Urö. Eftersom områdena ligger i anslutning till varandra räknas dessa som ett område och därför blir den totala andelen permanenta hushåll 37 %. Andelen fritidsboende blir således 63 %.

Fritidsboende spenderar vanligtvis bara en bråkdel av året i sin sommarstuga och även permanentboende tillbringar några timmar på någon annan plats i hemmet vilket påverkar mängden avloppsvatten från området. Mängden avloppsvatten har en stor betydelse vid dimensionering av avloppsanläggningarna och därför är hemmavaron viktig att beräkna.

Eftersom några av de studerade avloppssystemen har separerade ledningar för hushållspillvatten delas den sammanslagna hemmavaron för både permanent och fritidsboende upp på klosett- och BDT-vatten. Hemmavaron för toalett har beräknats till 36 % i Vetershaga och Urö medan hemmavaron för BDT-vatten är 49 %. Beräkningar och uppskattningar för boendestatistik visas i Bilaga 1.

### 6.2.2. Mängd hushållspillvatten

Mängden klosettwater kommer att variera mellan de olika avloppslösningarna beroende på vilken typ av toalett som är installerad i hushållen och därför kommer också mängden hushållspillvatten att variera.

I ett system med våtkompost där varje hushåll har vakuumtoaletter blir mängden hushållspillvatten ca 24 200 liter från varje boende varav ca 960 liter är klosettwater. För resterande avloppssystem som innefattar konventionellt snålspolande toaletter blir volymen hushållspillvatten ca 27 200 liter varav 3 900 liter är klosettwater. För hela området blir mängden hushållspillvatten ca 18 800 m<sup>3</sup> varav 750 m<sup>3</sup> är klosettwater för ett våtkompostsystem eller ca 21 200 m<sup>3</sup> hushållspillvatten varav 3 000 m<sup>3</sup> är klosettwater de övriga studerade avloppsalternativen. Beräkningar för mängd hushållspillvatten presenteras i Bilaga 1.

### 6.2.3. Mängd matavfall

Enligt beräkningar i denna studie genereras ca 960 liter klosettwater från varje boende och år i området om vakuumsystem är installerade vilket betyder att det totalt genereras ca 750 m<sup>3</sup> klosettwater per år för hela området. Vid denna vattenmängd kommer TS-halten i klosettwater att vara ca 1 %. För att våtkomposten ska fungera optimalt bör TS-halten för materialblandningen som ska behandlas vara ca 3 %. Enligt uträkningar som presenteras i Bilaga 1 behövs ca 70 kg matavfall per boende och år för att TS-halten ska bli tillräckligt hög så att en fullständig hygienisering kan uppnås. För hela området behövs totalt ca 54 ton matavfall. Samma mängd matavfall ingår även i övriga avloppssystem men då används avfallet för produktion av fjärrvärme.

#### 6.2.4. Befintligt avloppssystem

I samband med Norrtälje kommuns VA-2 projekt har data över den befintliga avloppsstandarden approximerats vilket visas i Tabell 8.

Tabell 8. Avloppsstandard i Vettershaga och Urö enligt inventering.

Vettershaga + Urö	Antal	Procentandel
Hushåll	278	
WC-avlopp	128	46 %
Sluten tank	43	15 %
Hushåll utan WC/BDT	69	25 %
Okänd WC	38	14 %
BDT-avlopp	82	29 %
Okänd BDT	128	46 %

Tabell 8 har utnyttjats som underlag i denna studie. Dock har flera antaganden gjorts angående de befintliga avloppen eftersom en relativt stor andel av avloppsstandarden är okänd samt att standarden på de kända är relativt ospecifik. De antaganden som utförts i denna studie specificeras nedan.

- De WC-avlopp som är kända är av typen godkänd slamavskiljare med markbädd. Om hushållet har en känd sluten tank är den också godkänd av kommunen. De hushåll som saknar WC och BDT är obebodda.
- Av de hushåll som har okända avlopp har 50 % icke godkända slutna tankar och resterande har en torr toalettlösning av typen mulltoa.
- För BDT-avloppen antas att alla som har en godkänd markbädd som WC-avlopp också leder sitt BDT-vatten till markbädden. Resterande hushåll har stenkista för rening av BDT-vattnet.

Utifrån dessa hypoteser har en mer specifik avloppsstandard för fallstudieområdet uppskattats vilket kan ses i Tabell 9.

**Tabell 9. Antaganden angående andel och reningsgrad för WC- och BDT-avloppen i fallstudieområdet.**

<b>WC-standard</b>	<b>Andel</b>	<b>Uppskattad reningsgrad</b>
Godkänd sluten tank	15 %	<i>Allt klosettvattnet förs till C-ARV</i>
Ej godkänd tank	7 %	<i>50 % av klosettvattnet förs till C-ARV</i>
Godkänd slamavskiljare + markbädd	46 %	<i>Fullgod rening av klosettvattnet i markbädd</i>
Slamavskiljare + markbädd utan tillstånd	0 %	<i>50 % rening av klosettvattnet i markbädd</i>
Undermålig slamavskiljare/ markbädd	0 %	<i>50 % av klosettvattnet renas i en slamavskiljare</i>
Övrig toalettlösning	7 %	<i>50 % klosettvattnet återförs till trädgård</i>
Hushåll utan WC-avlopp	25 %	<i>Antas vara obebyggd</i>
<b>BDT-standard</b>		
Godkänd slamavskiljare + markbädd	46 %	<i>100 % rening av BDT-vatten i markbädd</i>
Slamavskiljare + markbädd utan tillstånd	0 %	<i>50 % rening av BDT-vatten i markbädd</i>
Undermålig slamavskiljare + markbädd	0 %	<i>50 % av BDT-vattnet renas i en slamavskiljare</i>
Stenkista	29 %	<i>Ingen rening</i>
Hushåll utan BDT-avlopp	25 %	<i>Antas vara obebyggd</i>

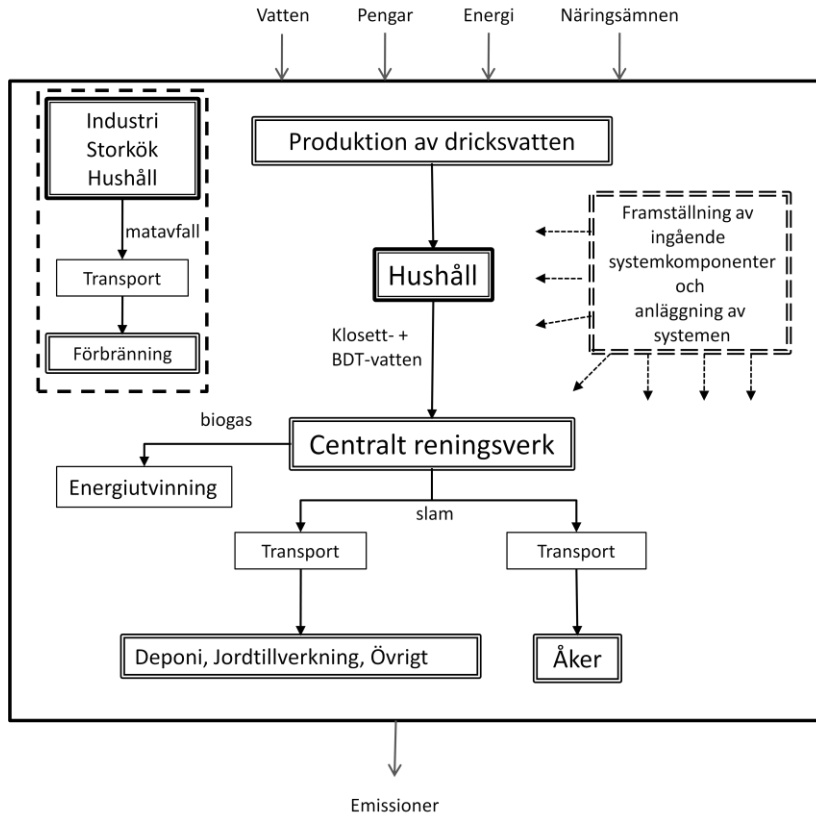
Dessa antaganden baseras på att alla kända avlopp också är godkända vilket möjligtvis ger bättre reningsgrad än verkligheten. Det är vanligt förekommande att skötseln av markbäddar och andra komponenter inte utförs enligt regelboken. Detta tillsammans med att reduktionsgraden avtar med åren gör att utsläppen till recipient kan vara högre än vad som uppskattas för de befintliga avloppsanläggningarna.



## 6.3. AVLOPPSSYSTEMEN

### 6.3.1. Kommunalt avloppsreningsverk

Figur 9 visar hur ett system med kommunalt avloppsreningsverk antas vara uppbyggt i denna studie.



Figur 5. System med kommunalt reningsverk

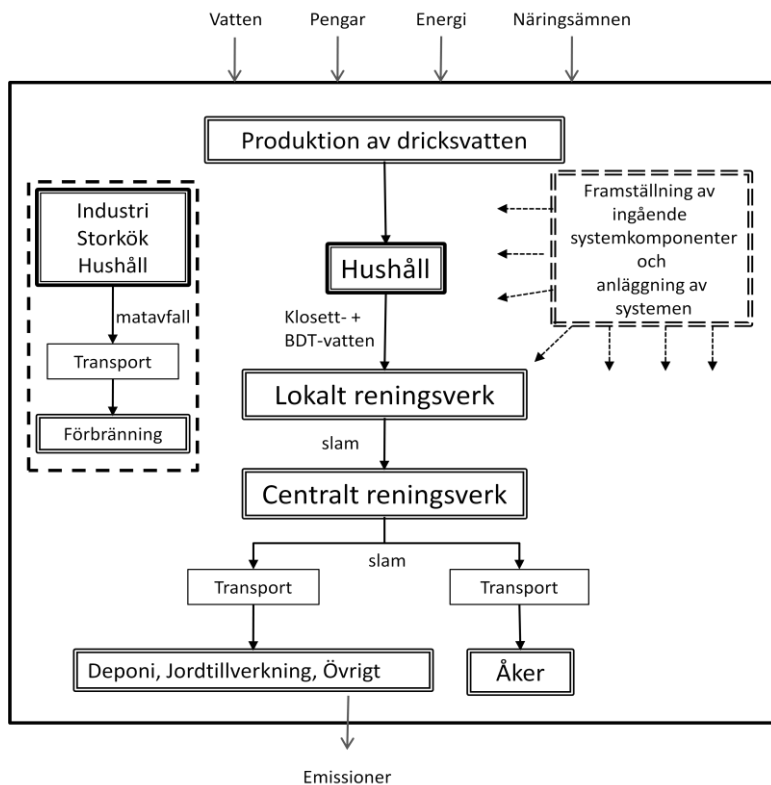
I detta alternativ har alla hushåll i fallstudieområdet konventionella snålspolande toaletter och både klosettvattnet och BDT-vattnet leds genom tryckledningar (LTA) till ett kommunalt reningsverk där vattnet renas genom kemisk och biologisk rening.

För fallstudieområdet är det Lindholmens reningsverk, som ligger nära Norrtälje stad, som utgör det kommunala avloppsreningsverket. Enligt planer för utbyggnad av avloppsnätet i Norrtälje är det bestämt att en avloppsledning från Lindhomen ska dras till Bergshamra tätort, som endast ligger ett fåtal kilometer från Vetershaga och Urö. Det är därför mest troligt att det är detta verk som hanterar reningen av hushållspillvatten och slam från fallstudieområdet.

Eftersom matavfall precis som klosettvattnet innehåller näringsämnen kommer detta avfall ge fördelar till våtkomposten i form av minskad handelsgödselproduktion. Därför har även denna mängd avfall medtagits i de andra avloppsalternativen för att jämförelsen ska bli objektiv. Den vanligaste hanteringsmetoden för matavfall i Norrtälje i dagsläget är transport till en förbränningsanläggning för fjärrvärmeproduktion och därför har samma hanteringsmetod förmodats i denna studie (Norrman, 2009). Drickvattenförsörjningen i området är också kommunal och försörjningen kommer att ske genom den kommande vattenledningen mellan Vallentuna och Norrtälje.

### 6.3.2. Lokalt avloppsreningsverk

Figur 10 visar en systembild över avloppsalternativet med ett lokalt avloppsreningsverk.



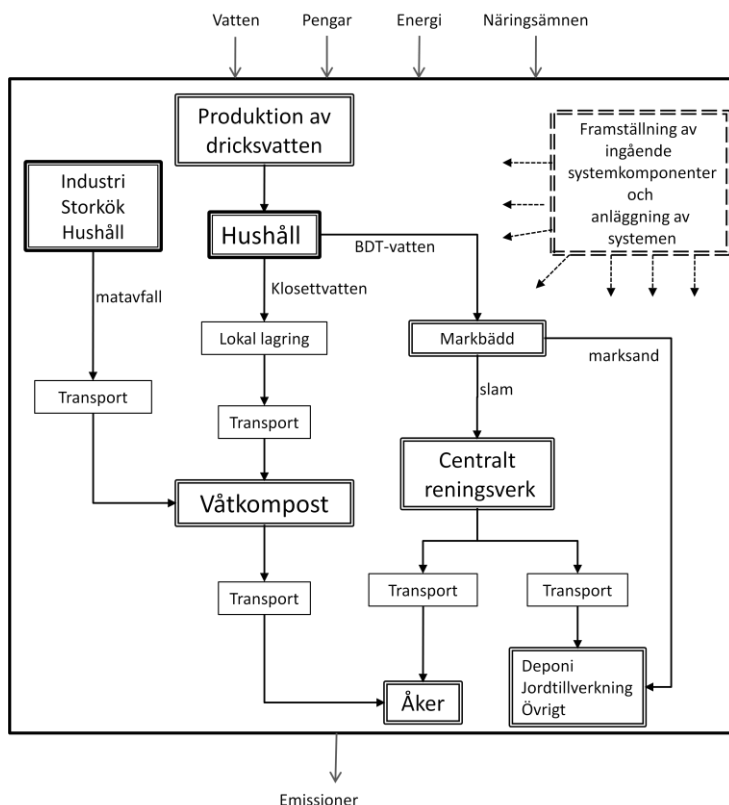
Figur 10. System med lokalt reningsverk.

Även för detta system har alla hushåll konventionella snålspolande toaletter. Hushållspillvattnet leds genom tryckledningar till ett mindre avloppsreningsverk med SBR-teknik som ligger i fallstudieområdet.

Enligt beräkningar kommer ca 27 200 liter hushållspillvatten per boende och år renas i verket. Denna uträkning redovisas i Bilaga 1. Verket har dimensionerats utifrån Bengtsson m.fl. (1997) för att kunna rena hushållspillvattnet från 1000 personer. Eftersom en betydande andel av fallstudieområdets 778 boende är fritidsboende är detta reningsverk i dagsläget något överdimensionerat. Dock bör en nyanläggning av ett avloppssystem klara en framtida befolkningsökning. Från varje personekvivalent produceras ca 500 kg slam per år i verket som transporteras till Lindholmens avloppsreningsverk för behandling (Bengtsson m.fl., 1997).

### 6.3.3. Våtkompostsystem

Figur 11 visar ett våtkompostsystem.



Figur 6. Flödesfigur över det studerade våtkompostsystemet.

För detta alternativ har det antagits att alla hushåll i fallstudieområdet installerar vakuumtoaletter och klosettavvattnet leds till en tank för klosettavvattenuppsamling på fastigheten. Tanken töms en gång per år och innehållet transporteras med en slambil till våtkompostanläggningen som är lokaliserad i fallstudieområdets närhet. I våtkompostanläggningen blandas klosettavvattnet med matavfall och sedan hygieniseras avfallet. I väntan på att kunna sprida våtkompostgödslet på åkermark lagras det.

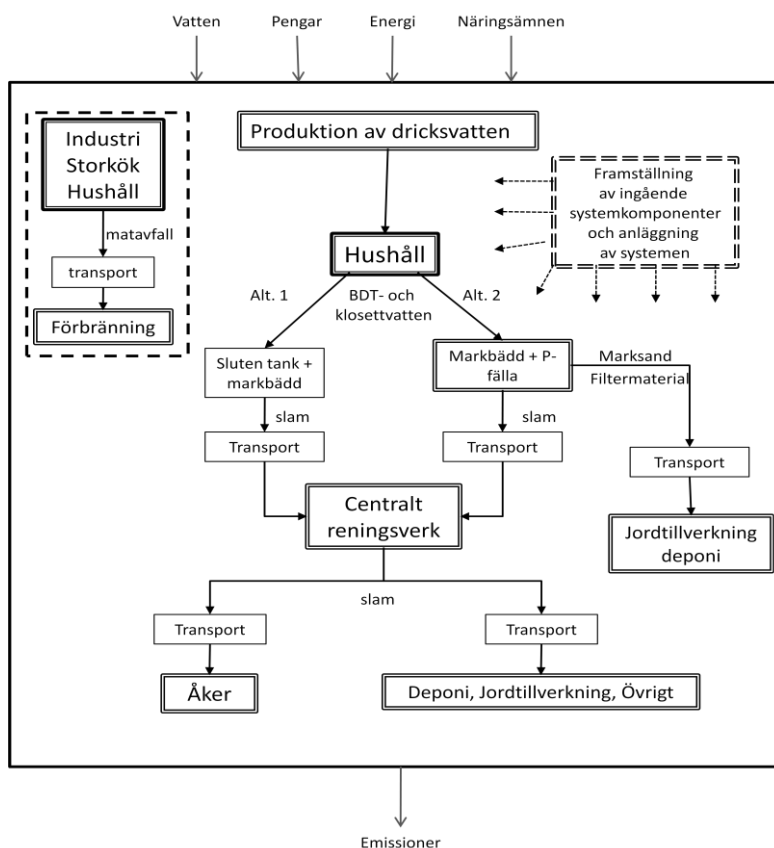
BDT- vattnet är som tidigare nämnts tidigare skilt från klosettavvattnet och renas i en slamavskiljare med efterföljande markbädd på fastigheten. Slamavskiljaren töms en gång per år och slammet transporteras till Lindholmens avloppsreningsverk för rening. Vart femtonde år grävs markbädden upp.

Totalt beräknas att ca 750 m<sup>3</sup> klosettavvatten behandlas i våtkomposten per år. Beräkningar och antaganden om mängder matavfall och hushållspillvatten presenteras i Bilaga 1. För att höja TS-halten till en optimal nivå behövs ca 54 ton matavfall. Matavfall har högre TS-halt än klosettavvatten vilket betyder att densiteten troligen är olika, men om detta bortses behöver våtkompostanläggningen kunna hantera ca 800 m<sup>3</sup> avfall per år. Eftersom våtkompostanläggningen bör vara kapabel att klara en befolkningsökning i området samtidigt som den ska kunna fungera optimalt vid nuvarande materialtillgång dimensioneras anläggningen till att maximalt kunna hantera 1500 m<sup>3</sup> avfall. Detta innebär att ytterligare ca 700 m<sup>3</sup> material kan behandlas i anläggningen.

När klosettvattnet inhämtats från området transporteras det till våtkompostens mottagningsdel där det pumpas in i det 150 m<sup>3</sup> stora förlagret. Vid en jämn ström av avfall från fallstudieområdet kan förlagret uppskattningsvis lagra avfall i mellan två och tre månader. Materialblandningen leds därefter till en förvärmningsbrunn för uppvärmning. I förvärmningsbrunnen finns en transportpump som pumpar det uppvärmda materialet till reaktorn. Reaktorn är 32 m<sup>3</sup> och består av en stålbehållare omsluten av en glasfibervägg. I reaktorn finns omrörare och luftare. Efter luft och värmebehandling förs avfallet till efterlagret som dimensionerats till 1500 m<sup>3</sup>.

### 6.3.4. Nyanläggning av enskilda avloppssystem

Figur 12 visar systembilden över ett nyanlagt enskilt system. Detta system är uppdelat på två avloppsalternativ.



Figur 12. Flödesfigur över ett nyanlagt enskilt system med två avloppslösningar.

Alla hushåll i detta alternativ har WC-standard med konventionellt snålspolande toaletter men det finns två alternativ för hur BDT- och klosettvattnet behandlas.

*Alternativ 1:* Klosettvattnet leds till sluten tank på fastigheten medan BDT-vattnet leds till ett markbäddsystem för infiltrering. Både tanken och slamavskiljaren töms regelbundet och avfallet transporteras till ett kommunalt reningsverk.

*Alternativ 2:* Klosett- och BDT-vattnet leds till en markbädd med fosforfälla. Slammet som avskiljs i slamavskiljaren transporteras till ett kommunalt reningsverk.

Fördelningen mellan alternativ ett och två beror på hur den befintliga avloppsstandarden förefaller i det studerade området. Vid en nyanläggning av enskilda avloppsanläggningar i området är det antaget att 46 % av de boende väljer ett system med markbädd och fosforfälla medan resterande 54 % väljer sluten tank och markbädd. Dessa antaganden är baserade på att de hushåll som i dagsläget har en godkänd markbädd kommer att uppgradera denna med en fosforfälla medan resterande installerar sluten tank och en markbädd. För att jämförelsen med övriga avloppssystem ska vara objektiv har det förmodats att alla fastighetsägare installerar en helt ny enskild anläggning, trots att det redan finns godkända anläggningar av dessa typer i fallstudieområdet. Det avloppsslam som samlas upp i slamavskiljaren transporteras med slambil till Lindholmens reningsverk.

## 6.4. REDUKTION

### 6.4.1. Kommunalt avloppsreningsverk

Reduktionsgraden för Lindholmens reningsverk har beräknats utifrån ingående och utgående halter av respektive ämne i verket. Reduktionsgraden för kadmium har antagits vara lika stor som i Käppala avloppsreningsverk eftersom denna information saknades för Lindholmen. Tabell 10 visar beräknad reduktionsgrad och luftemissioner för Lindholmens reningsverk. Både vid kvävereningen och biogasproduktionen sker kväveemissioner till luft i form av kvävgas och metangas. Dessa utsläpp uppskattas till 91 % av det kväve som avskiljs från det renade vattnet.

**Tabell 10. Antagen reduktionsgrad och luftemission för Lindholmens avloppsreningsverk.**

Ämne	Reduktion [%]	Utsläpp [g/boende, dag]
N	68 <sup>a</sup>	1,65
P	97 <sup>a</sup>	0,02
BOD <sub>7</sub>	97 <sup>a</sup>	0.89
Cd	90 <sup>b</sup>	0,003 · 10 <sup>-3</sup>
<b>Avgång till luft (% av det som reduceras)</b>		
N	91 <sup>c</sup>	3,19

a. (Veolia, 2009; IFO vattenrening, 2009)

b. (Käppala miljörapport, 2009)

c. (Löfqvist, 2006)

### 6.4.2. Lokalt avloppsreningsverk

Reningsgraden i ett lokalt reningsverk varierar beroende på vilka riktlinjer som finns för rening, framförallt när det gäller kväverening. Med ökad luftning kan reduktionsgraden för kväve höjas men då ökar också kostnaden och energianvändningen. Antagen reduktionsgrad och luftemission för ett lokalt reningsverk presenteras i Tabell 11. De utsläpp som anges i tabellen är endast från det lokala reningsverket. Eftersom slam från verket transporteras till Lindholmens reningsverk för avvattning och rötning sker det även utsläpp till recipient från Lindholmen, dock är dessa utsläpp av en mindre storlek.

Tabell 11. Antagen reduktionsgrad och luftemissioner för ett mindre reningsverk med SBR-teknik.

Ämne	Reduktion	Utsläpp
	[%]	[g/boende, dag]
N	50 <sup>a</sup>	2,58
P	93 <sup>a</sup>	0,04
BOD <sub>7</sub>	95 <sup>a</sup>	1,49
Cd	90 <sup>b</sup>	0,003 · 10 <sup>-3</sup>
<b>Avgång till luft (% av det som reduceras)</b>		
N	46 <sup>c</sup>	1,19

a. (Bengtsson m.fl., 1997)

b. Som kommunalt ARV

c. (Löfqvist, 2006)

### 6.4.3. Våtkompostsystem

Våtkompostering är som tidigare nämnts ingen reningsmetod och därför sker det ingen reduktion i våtkompostanläggningen utan allt klosettvattnet blir till gödsel. Den enda reduktionen som sker i detta system är i slamavskiljaren och markbädden där BDT-vattnet renas. Det är även antaget att det sker ett mindre utsläpp från Lindholmens reningsverk eftersom BDT-slammet transporteras dit för rening. Tabell 12 visar reduktionsgraderna för en slamavskiljare och markbädd samt den totala reduktionen i systemet. Det kväve som reduceras i markbädden antas avgå till luft genom att denitrifikationsbakterier omvandlar nitrat till kvävgas.

Tabell 12. Antagen reduktionsgrad för slamavskiljare och markbädd. Utsläppshalterna gäller för rening av BDT-vatten vid antagen hemmavaro.

Ämne	Reduktion			Utsläpp
	Slamavskiljare	Markbädd	Totalt	[g/boende, dag]
N	15 <sup>a</sup>	50 <sup>a</sup>	58	0,32
P	7 <sup>a</sup>	50 <sup>a</sup>	54	0,03
BOD <sub>7</sub>	15 <sup>a</sup>	90 <sup>a</sup>	92	1,37
Cd	25 <sup>b</sup>	50 <sup>b</sup>	63	0,009 · 10 <sup>-3</sup>

a. (Naturvårdsverket, 2003)

b. (Erlandsson, 2007)

### 6.4.4. Enskilda avloppssystem

För ett system med sluten tank renas BDT-vattnet i en slamavskiljare och markbädd medan klosettvattnet renas i Lindholmens reningsverk. Även slam från slamavskiljare renas i verket. I Tabell 12 visas reduktionsgraderna för en slamavskiljare och markbädd medan reningsgraden för Lindholmens reningsverk visas i Tabell 10. Utsläppshalterna angivna i Tabell 10 gäller inte för detta system eftersom BDT-vattnet och klosettvattnet är separerat.

I ett system med markbädd och fosforfälla renas allt hushållspillvatten i markbädden. De uppskattade reduktionsgraderna för en slamavskiljare, markbädd och fosforfälla samt den totala reduktionen visas i Tabell 13. Reningsgraden för de olika komponenterna kan variera mycket beroende på utformning, ålder och underhåll. I denna studie har det förmodats att komponenterna är utformade och underhållna på ett sådant sätt att fullgod rening kan uppnås.

Tabell 13. Total reduktionsgrad för markbädd med fosforfälla. Utsläppshalterna gäller för rening av hushållsspillvatten vid antagen hemmavaro.

Ämne	Reduktion [%]			Utsläpp [g/boende, dag]	
	Slamavskiljare	Markbädd	Fosforfälla	Totalt	Totalt
N	15 <sup>a</sup>	50 <sup>a</sup>	0 <sup>a</sup>	58	2,19
P	7 <sup>a</sup>	50 <sup>a</sup>	90 <sup>a</sup>	95	0,03
BOD <sub>7</sub>	15 <sup>a</sup>	90 <sup>a</sup>	10 <sup>a</sup>	92	2,28
Cd	25 <sup>b</sup>	50 <sup>b</sup>	0 <sup>b</sup>	63	0,011·10 <sup>-3</sup>

a. (Naturvårdsverket, 2003)

b. (Erlandsson, 2007)

## 6.5. ANVÄNDNING AV AVLOPPSRESTPRODUKTER

De restprodukter som genereras i de studerade avloppssystemen är våtkomposterat avfall, avloppsslam, markbäddssand och fosforfiltermaterial. Det finns flera olika användningsområden för dessa restprodukter och i detta avsnitt beskrivs de användningsområden som är antagna och studerade i detta arbete. Hur dessa material påverkar mark, växter eller omgivningen vid olika typer av nyttjande har inte medtagits i studien.

Vid beräkning av kvaliteten på våtkomposterat avfall har inget beaktande tagits till mineralisering av näringsämnen. Mineralisering betyder att kvoten mellan kväve och kol eller fosfor och kol ökar. Detta sker när det organiska materialet oxideras vid nedbrytning, vilket är en vanlig process, och avgår som koldioxid (Eveborn m.fl., 2007a). När denna process sker kan innehållet av kväve och fosfor per procentandel torrsubstans öka.

### 6.5.1. Våtkomposterat avfall

Det material som har behandlats i en våtkompostanläggning har endast ett användningsområde vilket är spridning på åkermark. Eftersom det våtkomposterade avfallet har en mycket hög vattenhalt samt att anledningen till att anlägga en våtkompostanläggning är att få fram ett gödselmedel, finns inget annat användningsområde som kan motivera införandet av ett våtkompostsystem.

Näringsmässigt är våtkomposterat klosettavatten blandat med annat avfall mycket likt stallgödsel. Nästintill allt fosfor i stallgödsel är växttillgängligt och i studien har det antagits att våtkomposterat avfall har samma sammansättning (Tidåker m.fl., 2005). Ca 70 % av totala kvävehalten är i jonform, NH<sub>3</sub> och NH<sub>4</sub>, i färdigbehandlad våtkompost (Holm m.fl., 2009). Detta innebär att en stor andel av fosfor och kvävet i våtkomposterat avfall är växttillgängligt.

I denna studie har det antagits att det praktiskt taget inte sker något läckage av näringsämnen från våtkompostanläggningen vilket är ett rimligt antagande eftersom alla lager och behållare är väl slutna. Däremot kan det ske förlust av näringsämnen, framförallt kväve i form av ammoniak och kvävgas, vid lagring hos lantbrukaren och vid spridning av våtkompostgödsel. Eftersom våtkompostgödsel är flytande kan det liknas vid flytstallgödsel och därför har samma lagring och spridningsförluster som för flytstallgödsel förmodats. Enligt Bengtsson m.fl. (1997) är förlusterna av kväve mellan 20 % och 50 % vid lagring och spridning av våtkompostgödsel, där hälften av kvävet avgår som ammoniak (NH<sub>3</sub>) och andra hälften som kvävgas (N<sub>2</sub>).

Lagringsförlusterna av ammoniak för flytgödsel är ca 1 % om behållarna är täckta. Förlust av ammoniak vid spridning är mycket svårare att uppskatta eftersom denna är starkt påverkad av spridningsteknik, väderförhållande och årstid. För flytgödsel kan kväveförlusterna variera mellan 3 % och 70 %, där 3 % förlust sker vid spridning på hösten med släpslang och då jorden brukas direkt efteråt. En förlust på 70 % kan uppträda till exempel vid bredspridning i vall på sommaren. Vid vallspridning förloras i allmänhet mer ammoniak än vid spridning på stråsäd (Karlsson & Rodhe, 2002).

I denna studie har det uppskattats att 15 % ammoniak förloras vid spridning på åker vilket är en realistisk förlust om nedbrukning sker relativt snart efter spridningen. Denna procentandel är av andelen ammoniumkväve. Samma mängd ammoniak förloras vilket betyder att ca 30 % av kvävet går förlorat vid spridning. Vid lagring förloras totalt 2 % av kvävet.

Eftersom det material som behandlats i våtkompostanläggningen ska användas som gödsel är det viktigt att veta kvaliteten på det färdigbehandlade avfallet för att för att beräkna rätt gödselmängd vid spridning. Kvaliteten på det behandlade avfallet beror till stor del på ingångsmaterialets kvalitet. Tabell 14 visar kvaliteten på klosettatten och matavfall enligt de hypoteser som gjorts i studien.

**Tabell 14. Beräknad och uppmätt kvalitet på klosettatten och matavfall. Kursiva siffror betyder att värdet är osäkert eller har en stor variation. Gråmarkerade ämnen visar halter av andra viktiga näringsämnen och tungmetaller som inte har analyserats i denna studie men ändå kan vara av intresse att jämföra.**

Parameter	TS	N	N-jon	P	S	K	Cd	Cr	Ni	Cu	Zn	Pb	Hg
Enhet	%	g/kg TS					mg/kg TS						
<b>Antagen kvalitet på klosettatten och matavfall i studien</b>													
<b>Klosett</b>	1	171	145	19	12	45	0,14	1,9	2,8	16	150	1,8	0,13
<b>Matavfall</b>	31	23	3	4	2	9	0,05	7,5	3,8	16	45	3,8	0,02
<b>Uppmätta kvalitet på klosettatten och potatisskal från tidigare våtkompoststudie (Malmén &amp; Palm, 2003)</b>													
<b>Klosett<sup>1</sup></b>	0,4	250	*	26	*	73	0,24	3,4	139	107	280	9	0,28
<b>Potatisskal<sup>1</sup></b>	32	0,8	*	0,2	*	0,9	0,06	2,75	1,5	5,4	6,2	6,7	0,18

Vid jämförelse mellan kvaliteten på klosettattnet i denna studie och uppmätta värden kan en viss skillnad i sammansättning urskiljas. Sammansättningen av klosettatten varierar beroende på brukarnas beteende och det är därför svårt att göra några generella antaganden om dess kvalitet. Samma resonemang gäller för sammansättningen av matavfall.

För att våtkompostanläggningen ska fungera optimalt behöver det behandlade materialet som tidigare nämnts ha en TS-halt på minst 3 %. Detta betyder att ca 7 % av materialet ska utgöras av matavfall, resten av klosettatten. Men det avfall som ska behandlas kan ha en TS-halt på upp till 10 % vilket betyder att matavfall kan utgöra en större andel av behandlingsmaterialet. För att få kunskap om hur det färdigbehandlade avfallets sammansättning beror av andelen matavfall och därigenom TS-halt, har olika andelar matavfall studerats.



För att utreda kvaliteten på våtkomposten har tre olika kompositioner av klosettatten och matavfall analyserats:

- **Våtkompost 1:** 6,8 % matavfall  
*70 kg matavfall, 960 kg klosettatten per boende och år*
- **Våtkompost 2:** 12,7 % matavfall  
*140 kg matavfall, 960 kg klosettatten per boende och år*
- **Våtkompost 3:** 17,2 % matavfall  
*200 kg matavfall, 960 kg klosettatten per boende och år*

Dessa sammansättningar har endast studerats med avseende på avfallets kvalitet när materialet är färdigbehandlat och ska användas som gödsel. För utsläpp till recipient, återföring av växtnärsämnen och energiberäkningar har endast våtkompost 1 studerats.

### **6.5.2. Slam från kommunalt avloppsreningsverk**

Avloppsslam från avloppsreningsverk används i dagsläget inom flera olika områden som jordbruk, deponitäckning, jordtillverkning. Lindholmens avloppsreningsverk är inte REVAQ-certifierat och inget av det slam som bildas i verket används i dagsläget inom jordbruket. Dock finns stor potential att reningsverket blir certifierat och därför har två scenarier angående återföring av avloppsslam studerats i detta arbete. Ett scenario bygger på nuvarande användning och då har det antagits att hälften av slammet används till deponitäckning och andra hälften till jordtillverkning. Scenario två är ur ett framtidsperspektiv där allt avloppsslam återförs till åkermark.

Enligt en miljörapport från år 2004 från Käppala reningsverk är ca 27 % av totala kvävehalten i avloppsslam i jonform och samma halt antas för Lindholmens reningsverk. För fosfor är det antaget att 100 % är kemfälld eller i organisk form i avloppsslam. Av kemfälld eller organisk fosfor är ca 50 % av växttillgängligt (Tidåker m.fl., 2005). Detta innebär att ca 50 % av fosfor i slam från kommunala avloppsreningsverk är växttillgänglig.

Vid lagring av avloppsslam antas samma förlust som för våtkompost, alltså 1 % av totala kvävehalten avgår som ammoniak, eftersom lagret antas vara täckt. Vid spridning antas samma ammoniakavgång som vid spridning av fastgödsel, vilket är ca 35 % av andelen ammoniumkväve om nedbrukning sker inom ca 4 timmar. I studien har det antagits att samma mängd kvävgas som ammoniak förloras vid spridning och lagring.

### **6.5.3. Marksand och filtermaterial**

I denna studie har det antagits att markbäddarna grävs upp vart femtonde år och markbäddssanden byts ut för att reningen av avloppsvatten ska vara fullgod. Denna sand innehåller både fosfor och kväve och kan därför användas till jordtillverkning. I dagsläget är det relativt ovanligt att detta nyttjande förekommer i Norrtälje kommun och därför har det förmodats att marksanden även används till deponitäckning.

Filtermaterialet från fosforfällor kan användas som gödsel på grund av fosforinnehållet men i nuläget finns det inget sådant omhändertagande i Norrtälje. Därför har det antagits i studien att också filtermaterialet används till deponitäckning och jordtillverkning.

## 6.6. ENERGIANVÄNDNING

### 6.6.1. Energiberäkning

För att underlätta jämförelsen mellan systemen är all energianvändning angiven i Mega Joule (MJ) och delas upp i fossila bränslen och elektricitet. El och fossila bränslen antas ha samma energikvalitet. De fordon som ingår i studien har antagits vara dieseldrivna.

Energianvändningen för dessa är beräknad utifrån att diesel har ett energiinnehåll på 43,2 MJ/kg och densiteten 840 kg/m<sup>3</sup>.

För att beräkna energianvändningen per år delas energianvändningen med den livslängd systemet eller komponenten förväntas ha. Ett helt system med exempelvis markbädd har en viss livslängd men vissa av de komponenter som systemet är uppbyggt av har en kortare livslängd. Om komponenterna har en kortare livslängd delas energianvändningen med denna men om livslängden är längre än för hela systemet delas energianvändningen på livslängden för hela systemet.

### 6.6.2. Anläggning

Anläggning av systemen innefattar energianvändning vid produktion av de komponenter som fordras till systemet och energianvändning vid grävning, anläggning och ledningsdragning. Den energi som krävs för att producera komponenterna beräknas utifrån schablonvärden för materialframställning från tidigare studier samt hur mycket material som krävs för varje komponent. Mängden material som krävs för varje komponent är uppskattad utifrån flertalet källor vars specifika källhänvisning finns i VeVa-verktyget (Urban Water, 2009). Värderna och uträkningar gällande energianvändning finns i Bilaga 2. För produktion av varje systemkomponent är det alltså endast tillverkningsmaterial som medtagits i energiberäkningarna. Detta kan tyckas vara en betydande förenkling men eftersom samma beräkningssätt har använts för alla avloppssystem anses jämförelsen ändå vara försvarlig.

För att beräkna energianvändning vid produktion av systemkomponenter ( $E_{komp}$ ) används ekvation 1.

$$E_{komponent} = E_{material} \cdot m_{material} \quad (1)$$

$E_{material}$  = *Energianvändningen per maselement vid materialframställning, inkl frakt*

$m_{material}$  = *Massan av det material som behövs för varje komponent*

Energianvändningen per boende och år beräknas genom ekvation 2.

$$E_{boende} = \frac{E_{komponent}}{\text{antal boende som delar} \cdot \text{livslängd}} \quad (2)$$

Även beräkningen av energianvändningen vid grävning, anläggning och ledningsdragning är förenklade för att underlätta beräkningarna. Antagande, uppskattningar och energiberäkningar finns i Bilaga 2. Mer specifika antaganden om energianvändning för varje system redovisas nedan.

### Kommunalt avloppsreningsverk

Vid en utbyggnad av det kommunala avloppsnätet till fallstudieområdet är det endast ledningsdragning och materialet som ingår i energianvändningen för anläggning. Eftersom hushållspillvattnet kommer renas i Lindholmens avloppsreningsverk ingår ingen nybyggnation av reningsverk i detta avloppssystem.

I området har det uppskattats utifrån kartmätningar att det behövs ca två mil ledning. Till detta tillkommer avloppspumpar på varje fastighet eftersom ledningsnätet helt utgörs av tryckledningar (LTA).

En avloppsledning mellan Bergshamra tätort och Lindholmens reningsverk har förmodats vara byggd vid införandet av ett nytt avloppssystem i fallstudieområdet och därför innefattas bara en avloppsledning till Bergshamra i studien. Mellan Bergshamra tätort och Vettershaga och Urö finns två andra bostadsområden, Enviken och Bergshamra by. I dessa områden bor uppskattningsvis 1300 boende. Vid en ledningsdragning till Bergshamra tätort är dessa boende med och delar på energianvändning och kostnader. Avståndet från Vettershaga/Urö till Bergshamra tätort är ca sju kilometer.

### Lokalt avloppsreningsverk

För detta system har materialframställningen för ingående komponenter, energianvändningen för grävmaskiner, jordvältare och ledningsdragning inkluderats. Grävmaskinen samt vältare och jordpackare har beräknats anlägga en yta motsvarande reningsanläggningens totala yta med ett anläggningsdjup på en meter. Avloppsledningens längd är beräknad utifrån längden bilväg inom området, vilket beräknats till ca två mil. Eftersom det endast anläggs LTA-ledningar i detta system ingår även pumpar vid varje hushåll.

### Våtkompost

Precis som för ett system med lokalt reningsverk ingår materialet som behövs för anläggning av en våtkompost, grävmaskiner och jordvältar/packare. Vid konstruktion av våtkomposten antas det att förlager och efterlager grund gjuts två meter under markytan medan resterande byggnaders grundkonstruktion anläggs en meter under markytan. För ett våtkompostsystem ingår även anläggning av markbädd och sluten tank på varje fastighet. Även här används en grävmaskin och jordpackare.

### Nyanläggning av enskilda avloppssystem

Vid anläggning av markbädd och fosforfälla eller sluten tank och markbädd ingår endast materialproduktionen samt energianvändningen för grävmaskin samt jordpackare som krävs för respektive systemdel.

### **6.6.3. Drift**

I energianvändning för drift ingår drift av avloppsreningsverken, kemikalietillverkning, ledningsdrift, transporter, spridning på åker, uppgrävning av markbädd m.m. Mer specifika siffror och uträkningar finns i Bilaga 2. Den energianvändning som beräknas härröra från transport med fordon presenteras i Bilaga 3.

#### Kommunalt avloppsreningsverk

Energibehovet för drift av ett kommunalt reningsverk antas uppstiga till 333 MJ/boende, år (Löfqvist, 2006). För att reningen ska vara fullgod behövs ca 5 kg fällningskemikalie (PIX) per boende och år och för att producera denna mängd fordras ca 9 MJ el-energi och ca 5 MJ fossil energi (Löfqvist, 2006; Frohagen, 1997).

LTA-ledningarna kräver energitillskott för att fungera och detta räknas också in i driften. Varje pumpstation kräver ca 180 MJ elenergi per hushåll och år och för att hålla rörledningarna frostfria på vintern krävs 14,4 MJ el per meter ledning och år (Urban Water, 2009).

#### Lokalt avloppsreningsverk

Driften för ett lokalt reningsverk kan variera mycket beroende på vilken reningsgrad som önskas men har antagits vara 202 MJ per boende och år (Helmreich m.fl., 2000). I reningsprocessen behövs ca 10 kg fällningskemikalie (PIX) per boende och år och energianvändningen för produktion av fällningskemikalierna har uppskattats till 17,4 MJ elenergi och 9,9 MJ fossil energi (Bengtsson m.fl., 1997; Frohagen, 1997). Slam från det lokala verket genomgår rötning, förtjockning och avvattnings i Lindholmens avloppsreningsverk och denna process energibehov har beräknats till 37 MJ per boende och år (Löfqvist, 2006).

I energianvändning för drift ingår även drift av LTA-ledningar. Indata för energianvändningen är densamma som för kommunalt avloppsreningsverk men längden på avloppsledningarna skiljer sig.

#### Våtkompost

Drift av våtkompostanläggningen har uppskattats till 104 MJ per boende och år (Eveborn m.fl., 2007a). Till detta tillkommer driften av vakuumsystemet i varje hushåll samt drift av Lindholmens reningsverk eftersom slam från BDT-vattnet renas där. Mängden BDT-slam, ca 2 m<sup>3</sup> per år, är mycket liten jämfört med totala mängden från varje boende, ca 27 m<sup>3</sup>. Därför har energibehovet för driften reducerats till samma andel som BDT-slam utgör av totala andelen hushållspillvatten. Driften för det kommunala reningsverket har därför uppskattats till 8,8 MJ per boende och år. Övrig energianvändning som ingår i driften är uppgrävning av markbädd och jordtillverkning av markbäddssanden.

### Nyanläggning av enskilda avloppssystem

Drift för Lindholmens avloppsreningsverk i ett system med sluten tank och markbädd har uppskattats vara densamma som för det kommunala avloppssystem, 330 MJ per boende och år. Detta eftersom allt klosettwater och BDT-slam renas i verket. Även här ingår kemikalietillverkningen.

Drift av Lindholmens avloppsreningsverk i ett system med markbädd och fosforfälla har antagits vara densamma som i ett våtkompostsystem, 8,8 MJ per boende och år. Energianvändningen vid tillverkning av filtermaterial till fosforfällan är stor, ca 880 MJ fossil och 60 MJ el per boende och år (Urban Water, 2009).

#### **6.6.4. Energibesparing**

De energivinster som är inkluderade i denna studie är biogasproduktion, minskat handelsgödselbehov samt fjärrvärmeproduktion.

Rötning av avloppsslam har beräknats kunna ge upphov ca 4,46 m<sup>3</sup> biogas för varje boende och år vilket ger en energivinst på 169 MJ per boende och år (Löfqvist, 2006). Denna energibesparing gäller för ett kommunalt system och för ett enskilt system med sluten tank. För ett lokalt avloppsreningsverk där slammet transporteras till det kommunala reningsverket är biogasproduktionen lägre, ca 133 MJ per boende och år. För resterande studerade system har antagandet gjorts att inget slam rötas eftersom slam från BDT-vatten har för lågt energiinnehåll.

Återförandet av avloppsprodukter till jordbruket innebär en minskad användning av handelsgödsel. Det är andelen växttillgängliga näringsämnen i avloppsresterna som utgör ersättningen av handelsgödsel eftersom konstgödsel uppskattningsvis utgörs av 100 % växttillgängliga näringsämnen. Enligt Davis & Haglund (1999) används 0,47 MJ el och 13,47 MJ fossila bränslen per kilogram gödsel vid framställning av kvävegödsel med kväveinnehållet 28 %. Vid framställning av fosforgödsel, med 20 % rent fosfor, används 1,76 MJ el och 4,65 MJ fossila bränslen per kilogram gödsel.

Vid förbränning av matavfall kan ca 9360 MJ värme per ton avfall bildas (Vettervik, 2009). Värme har lägre energikvalitet än el och fossila bränslen och för att omvandla värmen till el har omvandlingsfaktorn beräknats till 0,23. Detta innebär att 1970 MJ el kan bildas vid förbränning av ett ton avfall.

#### **6.7. KOSTNADSANALYS**

För att kostnadsanalysens resultat ska vara jämförbara med miljöanalysen har kostnaden per boende och år beräknats. För att beräkna årskostnaden för varje boende används annuitet, vilket innebär att årsbeloppet blir densamma tills att systemen är avbetalade eftersom amorteringsdelen ökar när räntesatsen blir mindre. Kalkylräntan är satt till 4 % vilket är en rimlig ränta för kommuner och myndigheter. Återbetalningstiden har förmodats vara densamma som systemens livslängd. Den ekonomiska analysen har inte varit huvudsyftet med detta arbete och därför är inte alla indata och beräkningar medtagna. Den information som resultaten grundas på presenteras i Bilaga 4.

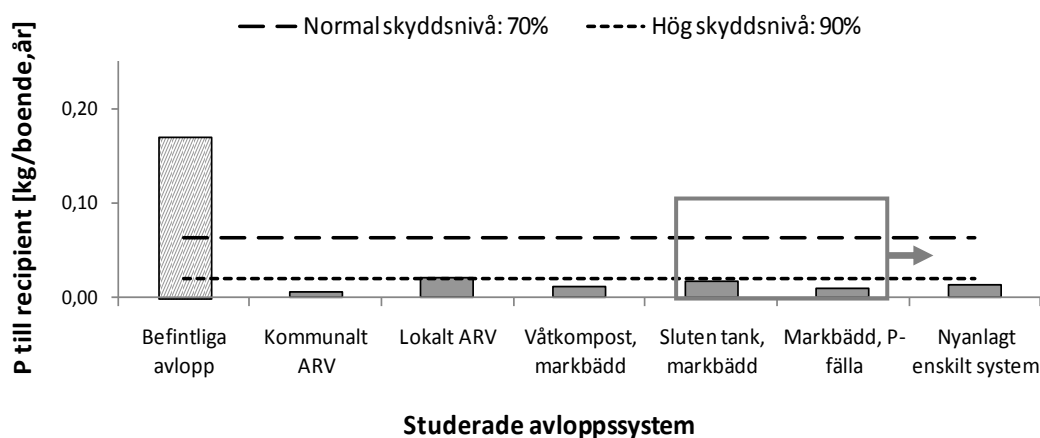
## 7. RESULTAT

### 7.1. UTSLÄPP TILL RECIPIENT

Utsläpp till recipient för respektive studerat ämne visas i Figur 13 till 16. De streckade linjerna anger hur mycket av respektive ämne som måste reduceras för att systemen ska uppfylla normal eller hög skyddsnivå enligt Naturvårdsverkets allmänna råd. Dessa råd gäller bara små avloppsanläggningar (max 25 p.e.). Större reningsverk har hårdare krav på rening, men för att kunna jämföra de olika systemen på ett objektivet sätt används dessa skyddsnivåer.

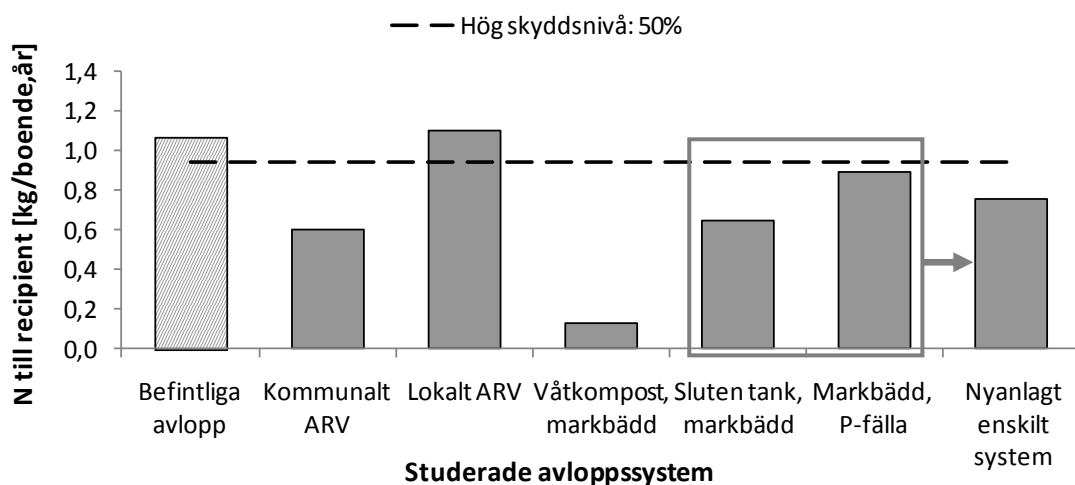
I figurerna nedan visas den befintliga avloppsstandarden i randigt eftersom det beräknade utsläppet från området i dagsläget inte är direkt jämförbart med de studerade avloppssystemen. Utsläppen från det befintliga systemet är uppskattade efter hur avloppsstandarden är i nuläget i fallstudieområdet och är följaktligen beräknade efter hur många som bor där idag. Enligt inventeringar saknar ca 25 % av hushållen WC, vilket i studien antagits vara densamma som obebodda fastigheter, och därför bidrar inte dessa hushåll med några utsläpp. För de studerade avloppssystemen är beräkningarna gjorda utifrån antagandet att alla hushåll är bebodda. Detta innebär att det befintliga systemet representerar ett mindre antal personer än de andra avloppsalternativen vilket bör tas hänsyn till vid jämförelsen.

Figur 13 visar fosforutsläppen från de studerade systemen samt utsläpp från det befintliga systemet i fallstudieområdet. Vad som kan ses i denna figur är att fosforutsläppet markant oavsett vilket nytt avloppssystem som införs. Alla avloppssystem förväntad klara både normal och hög skyddsnivå för fosfor utsläpp, men ett system med kommunalt reningsverk ger lägst fosforutsläpp. Fosforutsläppen från våtkompostsystemet beror till stor del på reningen av BDT-vatten i markbädden eftersom det inte sker något utsläpp från våtkompostanläggningen. Resultaten i Figur 13 grundas på att fosfatfritt tvättmedel används. Om fosfatmängden i BDT-vattnet ökar kan avloppssystem som har markbädd få problem med att klara den högre skyddsnivån.



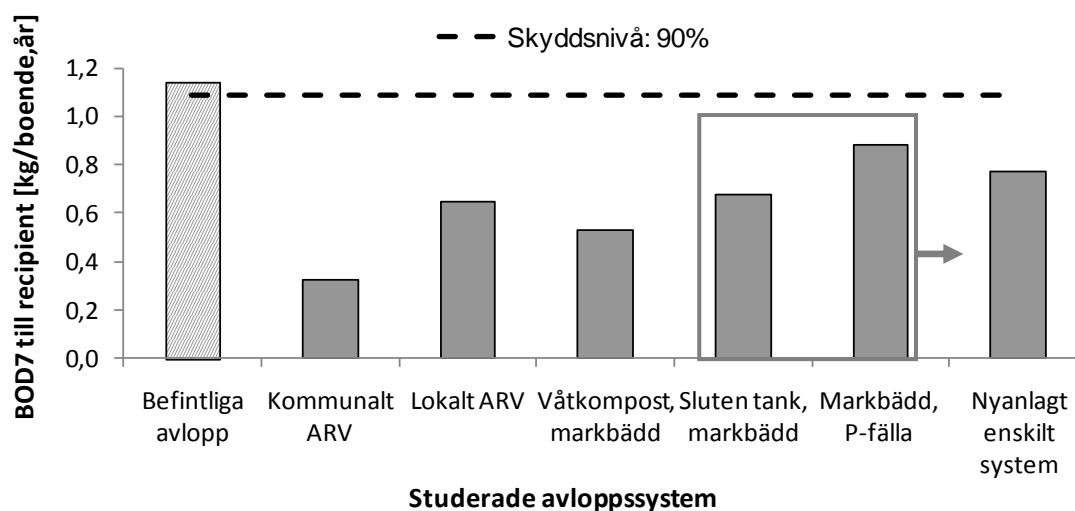
Figur 13. Utsläpp av fosfor till recipient.

De beräknade utsläppen av kväve till recipienten kan ses i Figur 14. Till skillnad från fosforutsläppen reduceras inte kväveutsläppen lika påfallande för de undersökta avloppssystemen jämfört med det befintliga. Detta beror på att de befintliga avloppsanläggningarna mestadels utgörs av slutna tankar eller markbäddar vilka är system som har förhållandevis god kväveavskiljning. Det system som genererar absolut lägst kväveutsläpp är våtkompostsystemet, vilket är en följd av att det endast sker kväveutsläpp från markbädden och inte från våtkompostanläggningen. Det enda systemet som har högre kväveutsläpp än vad hög skyddsnivå tillåter är ett lokalt avloppsreningsverk. Kvävereningen kan dock förbättras genom att öka luftningen, men detta medför förhöjd energianvändning och kostnad.



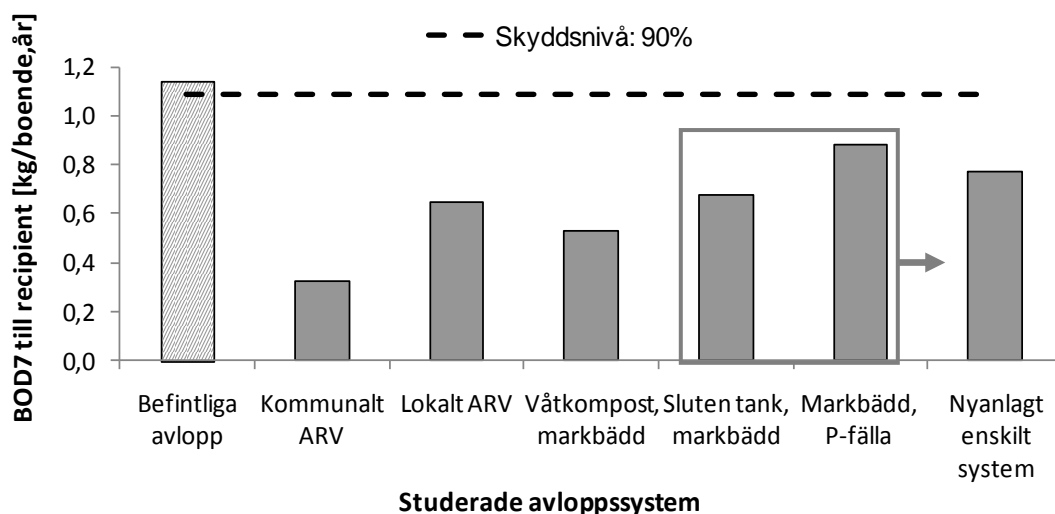
Figur 14. Utsläpp av kväve till recipient.

Figur 15 visar utsläpp av kadmium till recipient. I nuläget finns inga krav på hur mycket kadmium som får släppas ut i vattendrag. Ett system med kommunalt eller lokalt reningsverk ger lägst kadmiumutsläpp. Våtkompostsystemet och de enskilda systemen medför högre kadmiumutsläpp. Generellt är kadmiumemissionerna som visas i Figur 15 mycket små och vållar ingen större skada i naturen.



Figur 15. Utsläpp av kadmium till recipient.

Alla systemen klarar utsläppskraven för hög skyddsnivå gällande utsläpp av BOD<sub>7</sub> till recipient vilket kan ses i Figur 16. Även utsläpp från det befintliga systemet klarar nästintill kraven på hög skyddsnivå. Detta beror på att dessa anläggningar generellt har god avskiljningsförmåga av BOD<sub>7</sub> från hushållspillvattnet.



Figur 16. Utsläpp av BOD<sub>7</sub> till recipient.

## 7.2. ANVÄNDNING AV AVLOPPSRESTPRODUKTER

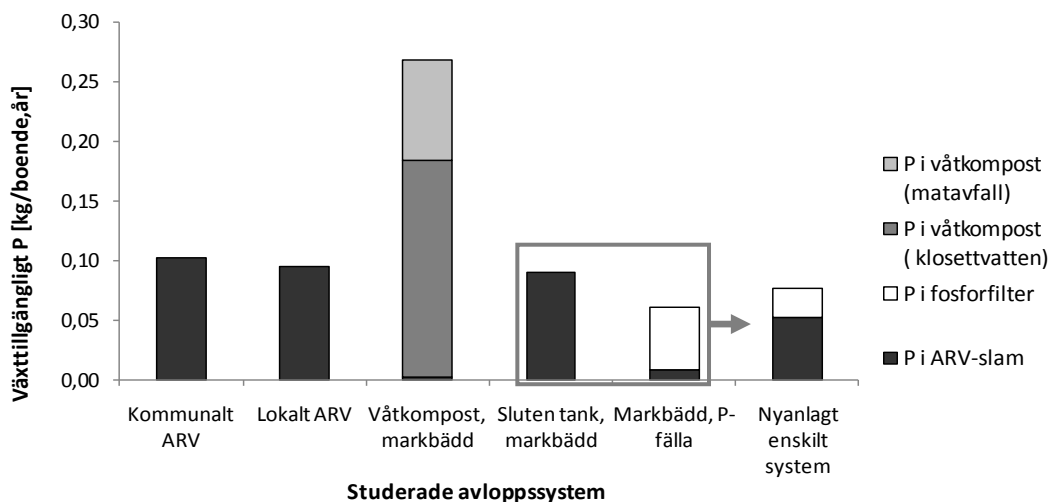
### 7.2.1. Återföringspotential av kväve, fosfor och kadmium

I dagsläget är det endast ett system med våtkompost som kan återföra fosfor och kväve till åkermark eftersom slam från Lindholmen inte är REVAQ certifierat och återförs därför inte till jordbruksmark. Även filtermaterial från fosforfällor kan återföras till produktiv mark men ingen sådan användning finns i Norrtälje idag.

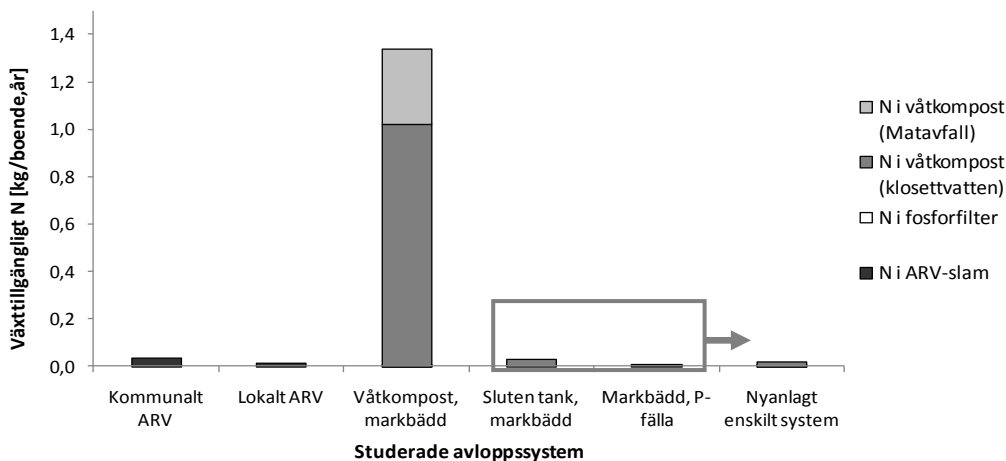
Dock är det fullt realistiskt i framtiden att allt slam och filtermaterial återförs till produktiv mark. Om detta sker skulle mängden återförd fosfor och kväve vara lika stor som i Figur 17 och 18. Enligt figuren kan ett våtkompostsystem återföra ca 0,18 kg växttillgängligt fosfor och 1,0 kg växttillgängligt kväve per boende och år som härrör från hushållspillvatten. Detta kan jämföras med att det hushållspillvatten som renas i systemet innehåller ca 0,21 kg växttillgängligt fosfor och ca 1,88 kg växttillgängligt kväve per boende och år. Våtkompostsystemet kan alltså återföra ca 85 % av fosfor samt hälften av kvävet.

Även om allt slam från det kommunala reningsverket återförs till jordbruksmark kan våtkompostsystemet ändå generera en mycket större växtnäringsåterföring i synnerhet mängden växttillgänglig näring. Detta beror på att en stor andel av fosfor i avloppsslam är svårtillgängligt för växter. För kväveåterföring är det endast våtkompostsystemet som kan föra tillbaka kväve till marken, vilket beror på att en stor andel av kvävet i avloppsslam avgår till luft.



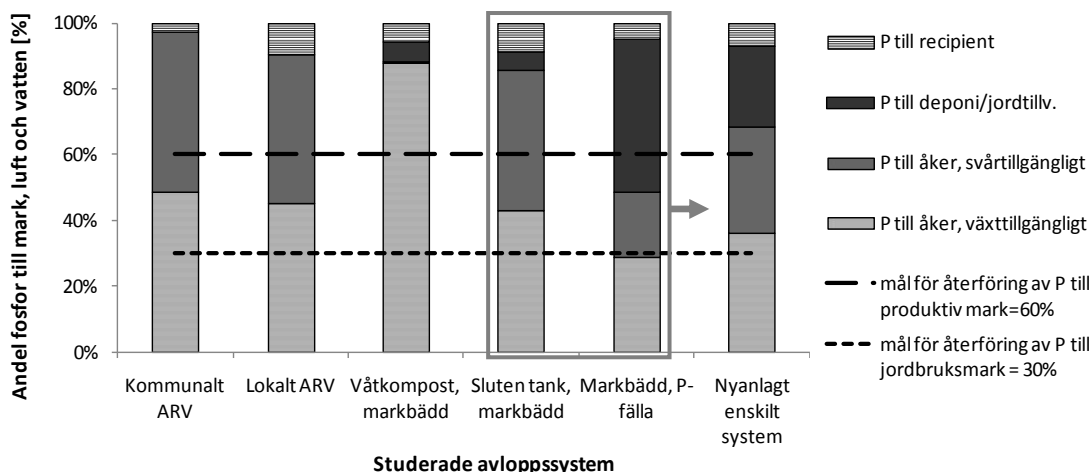


Figur 17. Återföringspotential för växttillgängligt fosfor till åkermark.



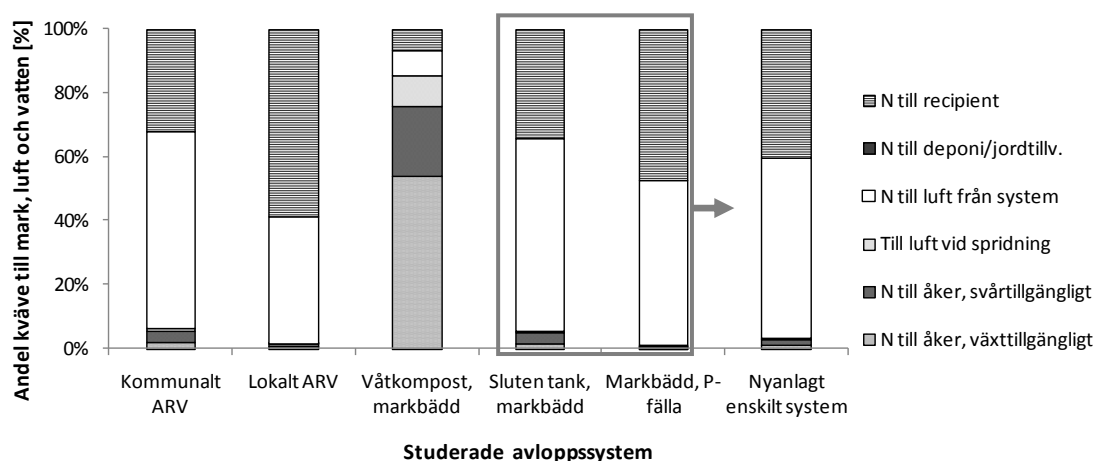
Figur 18. Återföringspotential för växttillgängligt kväve till åkermark

Figur 19 visar fördelningen av fosfor mellan mark, recipient och deponi om allt avloppsslam och filtermaterial återför till jordbruket. De sträckade linjerna visar miljömålen för återförel av fosfor. Alla system utom markbädd med fosforfälla kan uppfylla båda målen men endast våtkomposten har potential att återföra en stor mängd växttillgänglig fosfor. I dagsläget då inget avloppsslam återförel är det självklart bara våtkompostsystemet som kan uppfylla dessa mål. Det fosfor som förel till deponi eller jordtillverkning är i huvudsak det fosfor som fastläggs i markbäddsand. Om sanden används till jordtillverkning är även detta en form av återförel till produktiv mark.



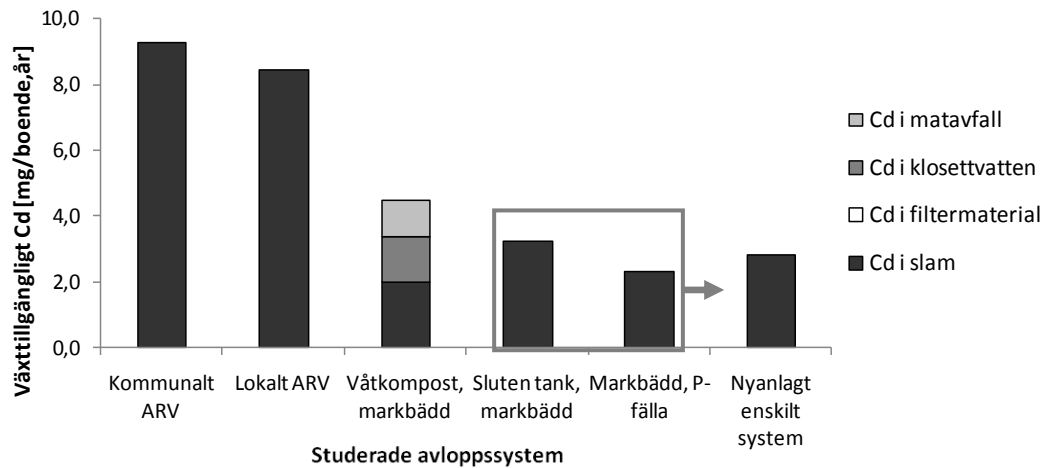
Figur 19. Fördelningen av fosfor från avloppssystemen mellan mark, luft och recipient

För kväve är det, som tidigare nämnts, endast våtkompostsystemet som i någon större grad kan återföra kväve till produktiv mark. För de andra avloppssystemen kommer kvävet endera hamna i vattendrag eller avgå till luften vilket kan ses i Figur 20.



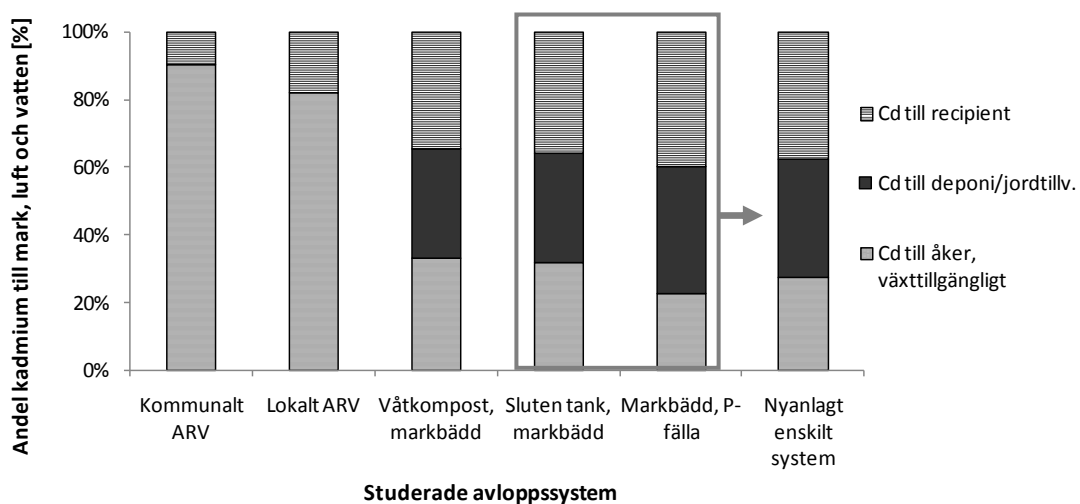
Figur 20. Fördelningen av kväve från avloppssystemen mellan mark, luft och recipient

En nackdel med att återföra avloppsslam från det kommunala reningsverket är att det finns mindre lämpliga ämnen i slammet som exempelvis tungmetaller. En av de tungmetaller som har störst betydelse i sammanhanget är kadmium. I jämförelse med slam från avloppsreningsverk har det behandlade materialet i våtkompostsystemet låga halter av kadmium vilket kan ses i Figur 21. Detta beror på att det endast är klosettvattnet, vilket har låg kadmiumhalt i jämförelse med BDT-vatten, som behandlas i våtkomposten.



Figur 21. Mängd återfört kadmium till åkermark

Figur 22 visar fördelningen av kadmium mellan mark, luft och recipient för de olika avloppssystemen. I avloppsreningsverk avskiljs mycket av tungmetallen från hushållspillvattnet vilket betyder att en stor andel av kadmiummängden hamnar i avloppsslammet. I enskilda avloppssystem där hushållspillvattnet renas i en markbädd är däremot utsläppen av kadmium till recipient högre eftersom bara en liten andel av kadmiummängden avskiljs. Eftersom klosettwater och/eller BDT-water helt eller delvis renas i det kommunala avloppsreningsverket för alla studerade avloppssystem kommer kadmium att tillföras åkermarken vid gödsling med avloppsslam för alla avloppsalternativ.



Figur 22. Fördelningen av kadmium från avloppssystemen mellan mark, luft och recipient

### 7.2.2. Jämförelse mellan gödselmedel

Den beräknade kvaliteten på den färdigbehandlade våtkomposten presenteras i Tabell 15. Från denna tabell framgår det att högre andel matavfall ger lägre halt näringsämnen per kilogram TS vilket beror på att matavfall har mycket lägre näringsämnehalt per kilogram TS än klosettvattnet. Endast kadmiumhalten har studerats ingående i denna studie men det är av intresse vid gödselanalyser att även beakta andra tungmetaller. Av den anledningen är ett fåtal andra betydelsefulla tungmetaller presenterade i tabellerna nedan.

Tabell 15. Kvalitet för våtkompost med olika andelar matavfall. Kursiva siffror betyder att värdet är osäkert eller har en stor variation. Gråmarkerade värden visar halter av andra tungmetaller som inte har inkluderats i denna studie men ändå kan vara av intresse vid jämförelse mellan gödselmedel.

Parameter	TS	N	N-jon	P	Cd	Cr	Ni	Cu	Zn	Pb	Hg
Enhet	%	g/kg TS			mg/kg TS						
Våtkompost 1	3	69	47	8,7	0,08	5,9	3,5	16,3	78,4	3,2	0,06
Våtkompost 2	5	50	28	6,7	0,07	6,5	3,6	16,1	64,1	3,4	0,04
Våtkompost 3	6	43	22	5,9	0,06	6,7	3,7	16,1	59,2	3,5	0,04

Tabell 16 visar den beräknade kvaliteten på avloppsslam från Lindholmen. Vid jämförelse mellan uträknad och uppmätt sammansättning av avloppsslam stämmer värdena väl överens med varandra. En viss skillnad kan dock ses i kvävehalten där det beräknade värdet är högre än det uppmätta. Trots skillnaden i kvävehalt är resultaten som presenteras i Tabell 16 en indikation på att antaganden utformade i denna studie stämmer väl överens med verkligheten.

Tabell 16. Beräknad och uppmätt sammansättning av avloppsslam. Värden inom parantes i tabellen är uppmätta data från Lindholmens reningsverk från år 2003. Gråmarkerade värden anger ämnen som inte studerats ingående i denna studie men ändå kan vara av intresse vid jämförelse mellan gödselmedel.

Parameter	TS	N	N-jon	P	Cd	Cr	Ni	Cu	Zn	Pb	Hg
Enhet	%	g/kg TS			mg/kg TS						
<b>Beräknad och uppmätt kvalitet på avloppsslam från Lindholmen</b>											
ARV-slam	20	16	8	28	1,0 (0,9 <sup>a</sup> )	(31 <sup>a</sup> )	(17 <sup>a</sup> )	(603 <sup>a</sup> )	(537 <sup>a</sup> )	(30 <sup>a</sup> )	(0,9 <sup>a</sup> )
<b>Uppmätta kvalitet för avloppsslam (2006)</b>											
ARV-slam <sup>b</sup>	22	42	*	27	1	29	19	358	552	28	0,8

a. (Thuresson & Haapaniemi, 2005)

b. (Sveriges officiella statistik, 2008)

Utifrån Tabell 15 och 16 kan mängden gödsel som behövs per hektar åkermark för att tillgodose grödornas behov uppskattas. Detta utfördes genom att först beräkna gödselmedlets växnäringsinnehåll vilket redovisas i Tabell 17. För alla tre våtkompost-sammansättningar är det fosfor som begränsar gödselgivan med 22 kilogram fosfor per hektar och år.

Om TS-halten endast är 3 % i våtkompostgödsel måste det spridas ca 84 ton gödsel per hektar för att nå upp till den högsta tillåtna nivån för fosfortillförsel. En gödselgiva på 84 ton per hektar är dock mycket stor och därför inte realistisk eftersom kostnaden för gödselspridning blir för hög. Om andelen matavfall i våtkompostmaterialet emellertid ökar kommer också kväve- och fosforhalten öka på grund av högre TS-halt. Detta gör att mängden våtkompostgödsel som behöver spridas på varje hektar för att nå upp till maximala fosforbehovet minskar.

För avloppsslam från Lindholmen är det koppar som begränsar givan om uppmätta värden från Lindholmens reningsverk inkluderas i analysen. Om dessa värden bortses ifrån och endast de beräknade fosfor-, kväve- och kadmiumhalterna analyseras är det kadmium som begränsar givan. Mängden gödsel som kan spridas per hektar skiljer inte mycket mellan koppar- eller kadmiumgränserna vilket kan ses i Tabell 17. Anledningen till att ARV-slam har mycket högre halt fosfor och kväve per ton gödsel är att TS-halten är högre än i våtkomposten.

Tabell 17. Beräknat växtnäringsinnehåll för våtkompost och ARV-slam från Lindholmen.

Parameter	N-tot	P-tot	Cd	Maximal giva
Enhet	kg/ton		g/ton	(ref: SNFS, 1994b)
Våtkompost 1	2,04	0,26	0,0024	P: 84 ton/ha
Våtkompost 2	2,35	0,32	0,0033	P: 68 ton/ha
Våtkompost 3	2,59	0,37	0,0040	P: 60 ton/ha
ARV-slam	3,21	5,69	0,206	Cd: 3,6 ton/ha (Cu: 2,5 ton/ha)

Tabell 18 anger beräknade återförslin av näringsämnen och tungmetaller vid spridning av maximala givan för våtkompostgödsel och avloppsslam. Vid gödsling med våtkompostgödsel upp till den begränsande givan för fosfor hamnar alla andra studerade ämnen under eller långt under gränsvärdet för respektive ämne. För kadmium kommer halterna även att underskrida framtida gränsvärden som visas nedan.

2010: 0,55 g/ha, år  
 2015: 0,45 g/ha, år  
 2020: 0,35 g/ha, år  
 (Naturvårdsverket, 2002)

Vid gödsling med avloppsslam visar denna studie att det inte är näringsämnen som begränsar givan utan koppar eller kadmium. Eftersom det är halten tungmetaller i avloppsslam som begränsar gödselgivan kan endast en begränsad mängd fosfor och kväve återföras trots relativt höga halter i avloppsslammet.

Tabell 18. Beräknad återförslin av respektive ämne vid gödsling upp till gränsvärde. Fetmarkerade värden anger det begränsande ämnet. Gråmarkerade värden anger ämnen som inte studerats ingående i denna studie men ändå kan vara av intresse vid jämförelse mellan gödselmedel. Gränsvärdet för respektive ämne finns angivet i SNFS (1994b).

Parameter	P	N	N-jon	Cd	Cr	Ni	Cu	Zn	Pb	Hg
Enhet	kg/ha, år			mg/ha, år						
<b>Gränsvärde</b>	<b>22</b>		<b>150</b>	<b>0,75</b>	<b>40</b>	<b>25</b>	<b>300</b>	<b>600</b>	<b>25</b>	<b>1,5</b>
Våtkompost 1	22	172	116	0,20	14,8	8,91	41,3	198	8,1	0,14
Våtkompost 2	22	161	92	0,23	21,4	11,9	53,0	212	11,3	0,14
Våtkompost 3	22	155	79	0,24	25,0	13,5	59,4	219	13,0	0,13
ARV-slam (Cu-gräns)	14	8	4	0,51	15,4	8,5	<b>300</b>	267	14,9	0,45
ARV-slam (Cd-gräns)	21	11	6	<b>0,75</b>	*	*	*	*	*	*

Tabell 18 kan jämföras med Tabell 19 där uppmätta värden för våtkompostgödsel, ARV-slam och nötflytgödsel finns presenterade. Tabellerna visar att uppmätta och beräknade värdena stämmer tämligen väl överens med varandra. Den våtkompostgödsel som mätningar gjorts på innehåller inte matavfall och därför kan inte en helt objektiv jämförelse göras, men värdena är av samma storleksordning. Vid jämförelse mellan uppmätt och beräknad kvalitet på avloppsslam verkar den beräknade kvävehalten i ARV-slam vara något lägre än de uppmätta värdena. Detta kan bero på att det vid modellering i VeVa har det förmodats att mer kväve avgår till luft än vad som sker i verkligheten.

Tabell 19. Uppmätt återförsel av respektive ämne vid gödsling upp till gränsvärde. Fetmarkerade värden anger det begränsande ämnet. \* betyder att uppgift saknas. Gråmarkerade värden anger ämnen som inte studerats ingående i denna studie men ändå kan vara av intresse vid jämförelse.

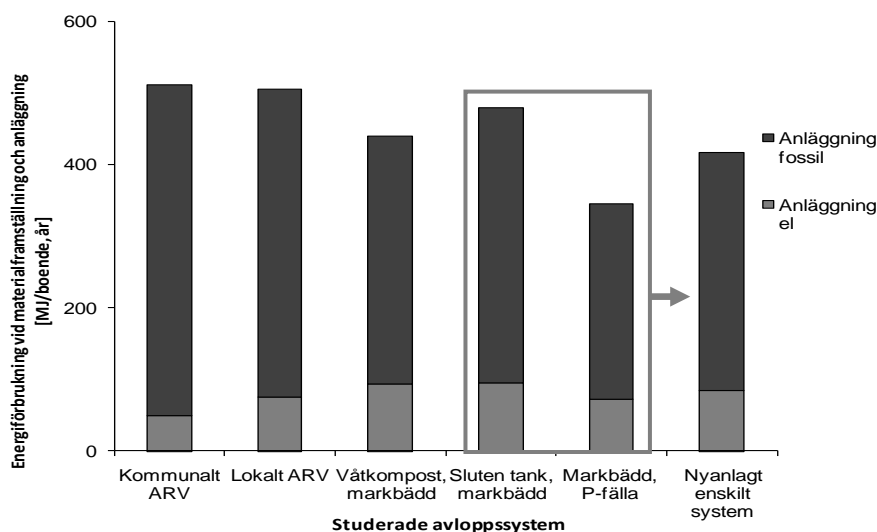
Parameter	P	N	N-jon	Cd	Cr	Ni	Cu	Zn	Pb	Hg
Enhet	kg/ha, år			g/ha, år						
<b>Gränsvärde</b>	<u>22</u>		<u>150</u>	<u>0,75</u>	<u>40</u>	<u>25</u>	<u>300</u>	<u>600</u>	<u>25</u>	<u>1,5</u>
<b>Våtkompost<sup>a</sup> Latrin</b>	<b>22</b>	85	*	0,22	6	5,4	88	510	3,5 8	0,39
<b>Våtkompost<sup>a</sup> Svingödsel</b>	11	116	97	0,31	5	5	120	<b>600</b>	*	*
<b>ARV-slam<sup>b</sup></b>	20	32	*	<b>0,75</b>	22	14	268	414	20, 6	0,6
<b>Nötflytgödsel<sup>a</sup></b>	<b>22</b>	117	58	0,38	6,7	7,2	142	408	2,7	*

a. (Eveborn m.fl., 2007a)

b. (Sveriges officiella statistik, 2008)

### 7.3. ENERGIANVÄNDNING

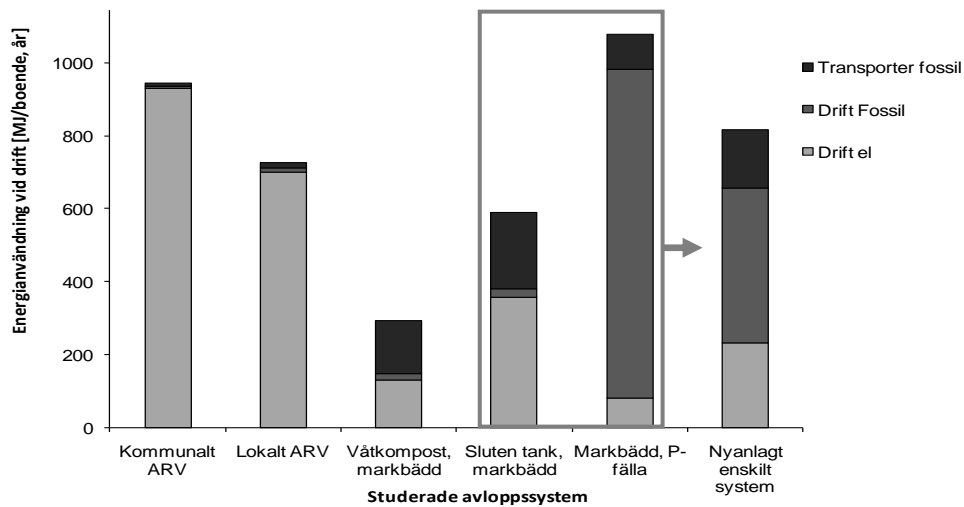
Figur 23 visar energianvändningen vid materialframställning och tillverkning av ingående komponenter samt anläggning av de studerade avloppssystemen. Skillnaden mellan systemen är relativt liten, energianvändningen varierar mellan ca 350 och 500 MJ per boende och år. Ett avloppssystem med markbädd och fosforfälla har något lägre energianvändning eftersom det endast behöver anläggas en markbädd på varje fastighet i jämförelse med övriga alternativ som kräver större byggnationer. Dock är tillverkningen av P-material inte medräknad i energianvändning för anläggning utan finns inräknad i energinyttjandet för drift.



Figur 23. Energianvändning vid materialframställning och anläggning.

Energianvändning vid drift visas i Figur 24. Detta energinyttjande varierar mellan ca 300 och 1100 MJ per boende vilket är en mycket större variation än för energianvändningen vid anläggning. Störst energianvändning vid drift har ett system med markbädd och fosforfälla vilket som tidigare nämnts beror på tillverkningen av filtermaterial till fosforfällan. Ett våtkompostsystem har lägst energinyttjande vilket beror på att det inte krävs lika mycket energi för att driva en våtkompostanläggning som det gör för ett avloppsreningsverk. Energianvändning för transporter kan variera beroende på avstånd, körlogistik och fordonstyp och är av denna anledning svår att uppskatta.

Energianvändning vid drift av reningsverk, speciellt det lokala, kan variera mycket beroende på vilka reningskrav verket har. Om reduktionskravet är högt kan bland annat luftningen i verket höjas vilket ger lägre kväveutsläpp men också ökad energianvändning.

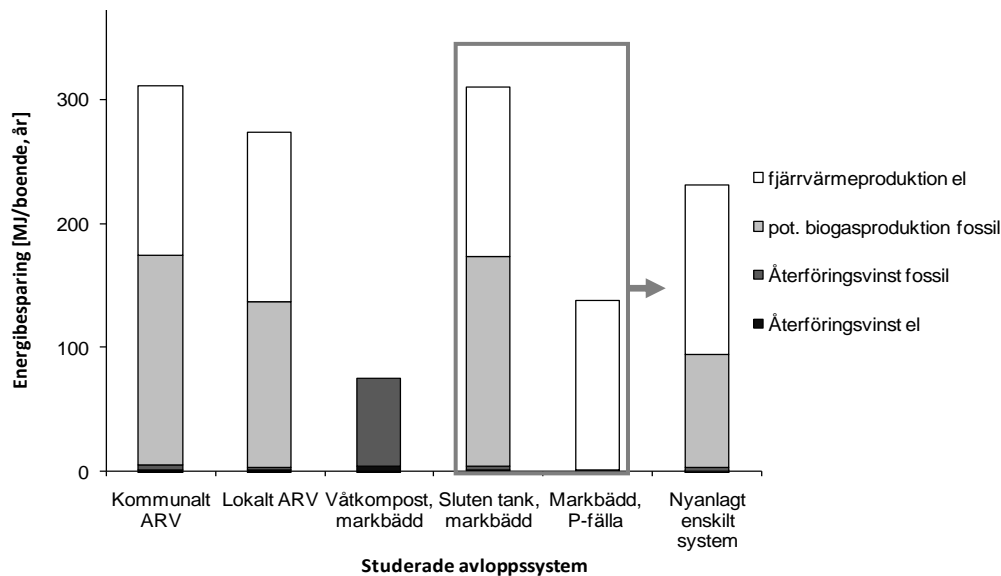


Figur 24. Energianvändning vid drift.

Vid jämförelse mellan Figur 23 och Figur 24 är energianvändningen högre vid drift än vid anläggning för alla system förutom våtkomposten.

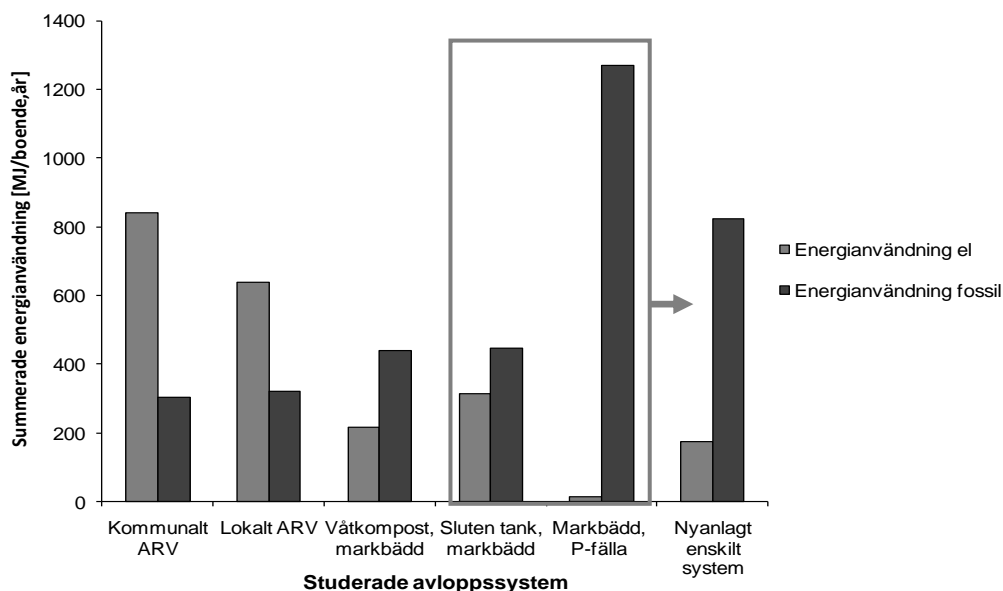
I Figur 25 visar beräknad energivinst för varje system, då allt slam från det kommunala avloppsverket återförs till jordbruket. Energivinsten för fjärrvärmeproduktionen härrör från att matavfall förbränns i alla system utom våtkomposten. Slam från BDT-vatten innehåller inte tillräckligt mycket energirikt material för att kunna ge upphov till en energivinst vid rötning i ett avloppsreningsverk. Därför är det endast det kommunala, lokala samt enskilda systemet med sluten tank som kan inkludera denna energivinst.

Endast våtkompostsystemet kan märkbart minska behovet av handelsgödsel även om allt slam som genereras i ett avloppsreningsverk återförs till åkermark. Energivinsten för systemen varierar mellan ca 70 och 300 MJ per boende och år, där fjärrvärmeproduktionen från förbränning av matavfall står för en betydande andel.



Figur 25. Energivinst vid användning av avloppsrestprodukter.

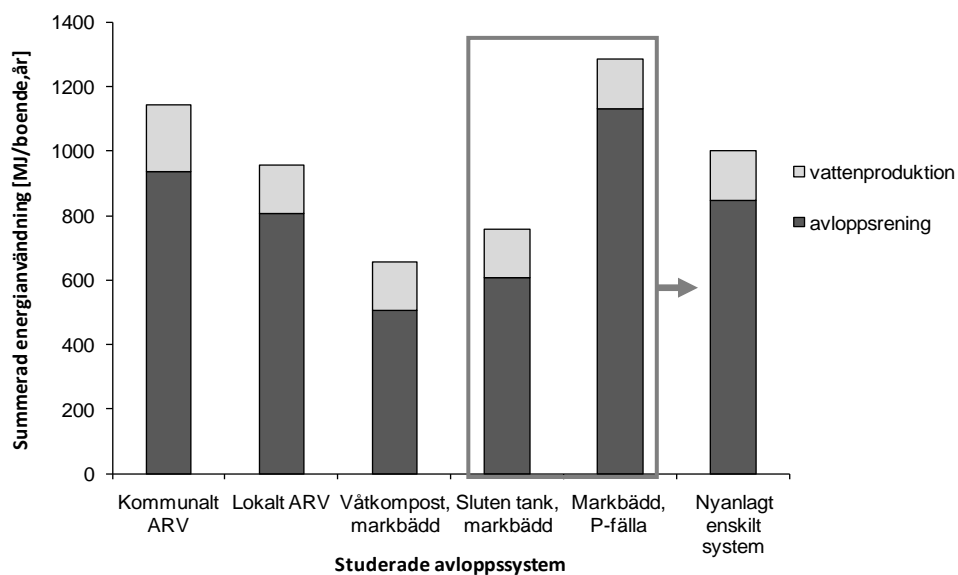
Den totala energianvändningen då energivinsten inkluderats kan ses i Figur 26.



Figur 26. Totala energianvändningen för materialframställning, anläggning och drift samt energivinst vid användandet av avloppsrestprodukter.

Den summerade energianvändningen där elenergi och fossil energi är sammanslagna visas i Figur 27. Enligt denna figur är energianvändningen för våtkompostsystemet ca 650 MJ vilket är lägst av de studerade systemen. Markbädd med fosforfälla har en energianvändning på ca 1300 MJ vilket är högst. Dock kommer detta system att införas tillsammans med sluten tank och markbädd vilket gör att den totala energianvändningen minskar. För kommunalt ARV, lokalt ARV och nyanlagt enskilt system är den totala energianvändningen nära 1000 MJ per boende och år. Energianvändningen för vattenproduktionen är nästan lika stor för alla system. Eftersom vattenledningarna läggs i samma ledningsdike som avloppsledningarna har endast energianvändningen vid drift och materialproduktion innefattats i totala energinyttjandet för vattenproduktion. För övriga system är det nyanlagda enskilda brunnar som står för energianvändningen för vattenproduktion.





Figur 27. Totala energianvändningen med fossila bränslen och el sammanslaget.

#### 7.4. TOTAL MILJÖPÅVERKAN

Tabell 20 visar en sammanställning för alla studerade avloppssystemens miljöpåverkan.

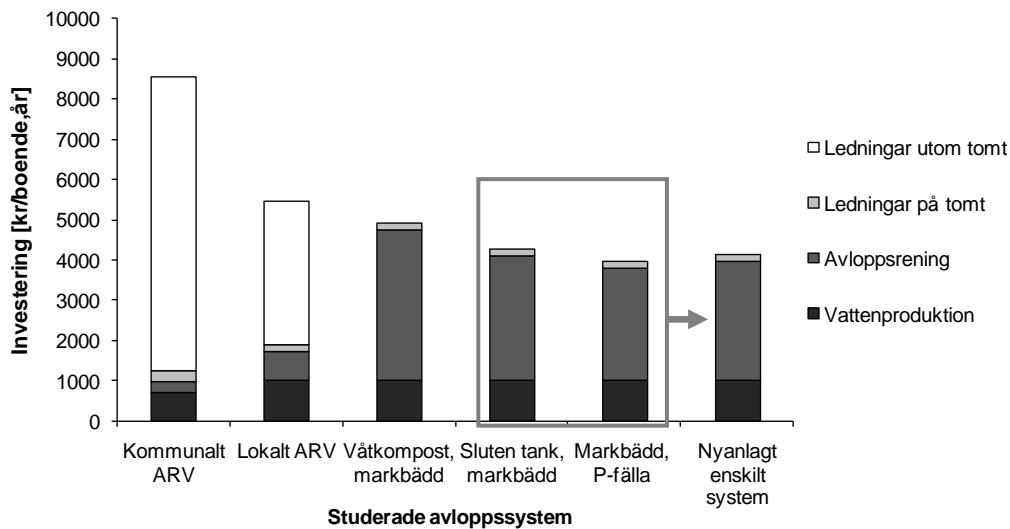
Tabell 20. Miljöbelastning av de studerade avloppssystemen.

Miljöpåverkan	Enhet	Kommunalt ARV	Lokalt ARV	Våtkompost	Nyanlagt enskilt system
<b>P till recipient</b>	kg/boende, år	0,01	0,02	0,01	0,01
<b>N till recipient</b>	kg/boende, år	0,60	1,10	0,13	0,76
<b>Cd till recipient</b>	mg/boende, år	1,03	1,87	3,58	3,91
<b>P till åker</b>	kg/boende, år	0,20	0,19	0,27	0,14
<b>N till åker</b>	kg/boende, år	0,10	0,03	1,87	0,06
<b>Cd till åker</b>	mg/boende, år	9,29	8,45	4,50	1,77
<b>Energi: El</b>	MJ/boende, år	791	637	217	175
<b>Energi: fossila bränslen</b>	MJ/boende, år	304	320	439	825

Siffrorna i Tabell 20 kan jämföras med att det under 2008 släpptes ut ca 3 400 ton fosfor och 114 000 ton kväve till Östersjön från Sveriges vattendrag (Naturvårdsverket, 2010b; Naturvårdsverket, 2010c). Utslaget per person och år blir mängden fosfor till östersjön ca 0,36 kg och mängden kväve ca 12,3 kg (Statistiska centralbyrån, 2010). Mängden el som användes i Sverige under 2006 var ca 51 000 MJ per person och totalt sett användes ca 154 000 MJ energi per person (Statens energimyndighet, 2008).

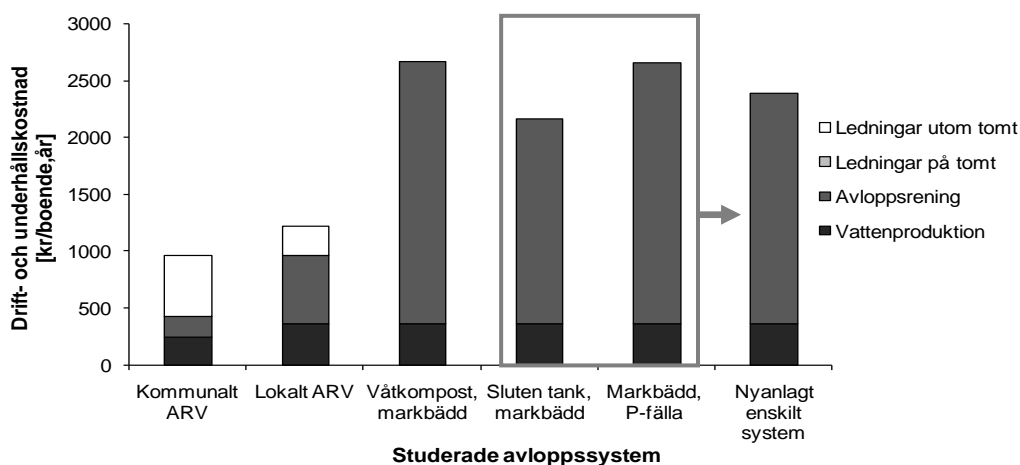
## 7.5. KOSTNADSANALYS

Investeringskostnaden för de studerade avloppssystemen presenteras i Figur 28. Det system som kräver störst investering är det kommunala avloppssystemet. Detta beror på att ledningsdragning generellt är dyrt vilket också kan ses i figuren. Även för ett avloppssystem med lokalt verk är det ledningsdragningen som svarar för den största investeringen och inte själva reningsverket. För övriga studerade system är det avloppsreningen som står för den största utgiften vilket främst beror på att anläggning av markbädd och sluten tank innebär en hög investeringskostnad för varje boende.



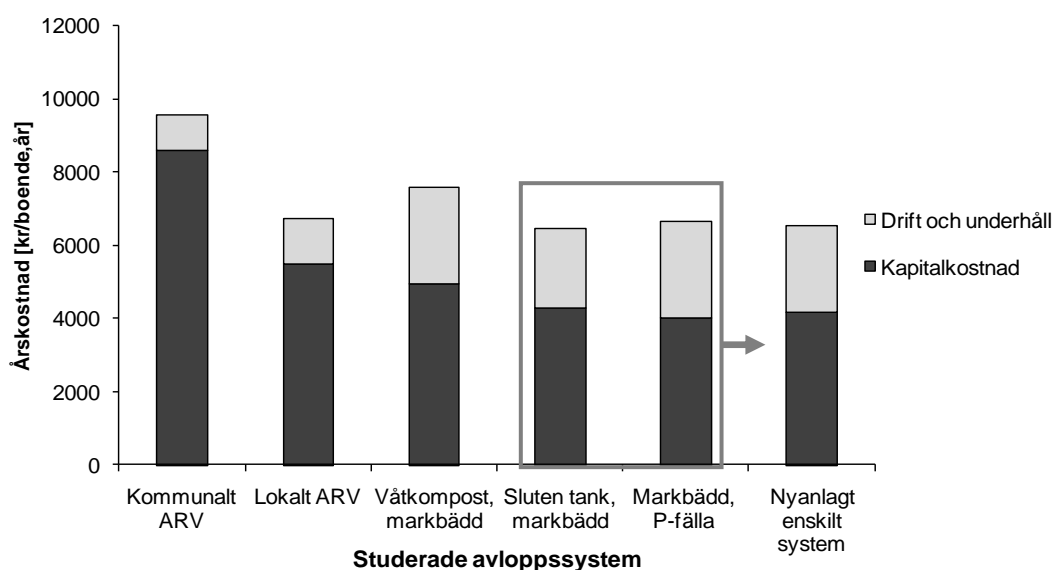
Figur 28. Investeringskostnaden för de studerade avloppssystemen utslaget per boende och år.

Drift och underhållskostnaden för systemen visas i Figur 29. Till skillnad från Figur 28 är det kommunala alternativet som har absolut lägst drift och underhållskostnad bland de jämförda avloppslösningarna. Detta beror på att ledningar kräver jämförelsevis lite underhåll och även driftkostnaden är låg trots att avloppsledningarna utgörs av tryckledning vilket fordrar el för att fungera. För alternativen med sluten tank och markbädd är drift- och underhållskostnaden större eftersom tankar och slamavskiljare måste tömmas regelbundet samt att det krävs provtagningar för att säkerställa reningseffekten.



Figur 29. Drift och underhållskostnad i kronor per boende och år.

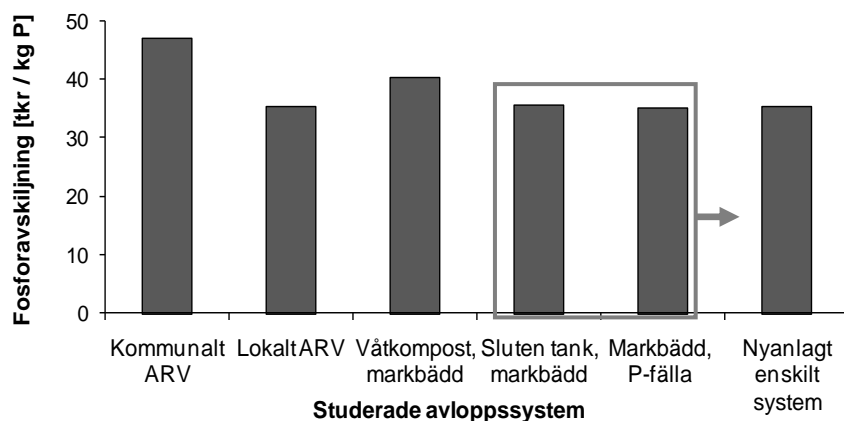
Den totala kostnaden för både investeringar samt drift och underhåll visas i Figur 30. Enligt denna studie verkar ett system med kommunalt avloppsreningsverk vara mest kostsamt. Dock bygger dessa resultat i vissa fall på osäkra och uppskattade värden och därför bör resultaten analyseras med försiktighet. Generellt är det dock dyrt att ansluta kommunalt vatten och avlopp till ett område som ligger avlägset från det redan befintliga VA-nätet. Detta gäller speciellt för ett mindre område och därför är resultaten inte oväntade. Kostnaden för det enskilda alternativet är något lägre än de övriga vilket beror på att detta system endast kräver investeringar på varje enskild fastighet. För våtkompostsalternativet behövs det både investeringar på varje fastighet samt en våtkompostanläggning vilket gör detta alternativ något dyrare. Dock bör det poängteras att det inte är någon stor skillnad i omkostnad mellan de jämförda avloppssystemen.



Figur 30. Totala kostnaden för både investeringar samt drift och underhåll i kronor per boende och år.

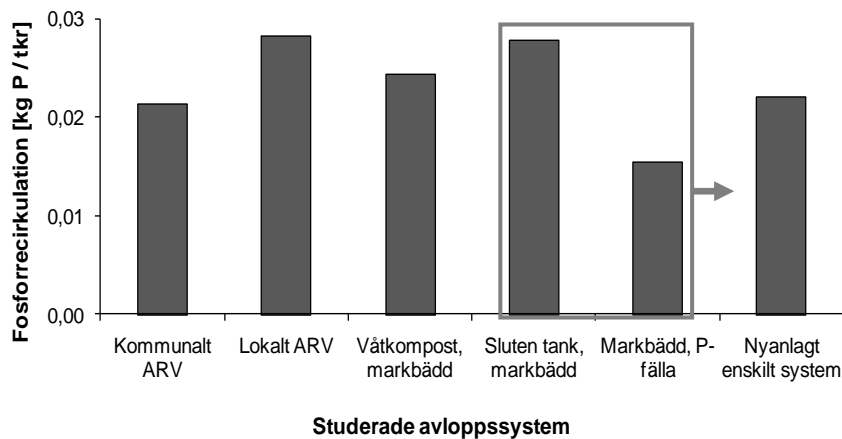
## 7.6. MILJÖ-KOSTNADSNYCKELTAL

Samtliga studerade avloppssystemen klarar hög skyddsnivå för fosfor till recipient vilket betyder att fosforavskiljningen är mycket bra. Lägst utsläpp har, som kan ses i avsnitt 7.1, ett kommunalt reningsverk men eftersom kostnaden för detta alternativ är högst blir också utgiften i kronor per mängd avskilt fosfor störst i jämförelse med övriga avloppssystem. Näst dyrast är våtkompostsystemet men skillnaden är inte stor. Kostnaden för att avskilja fosfor presenteras i Figur 31.



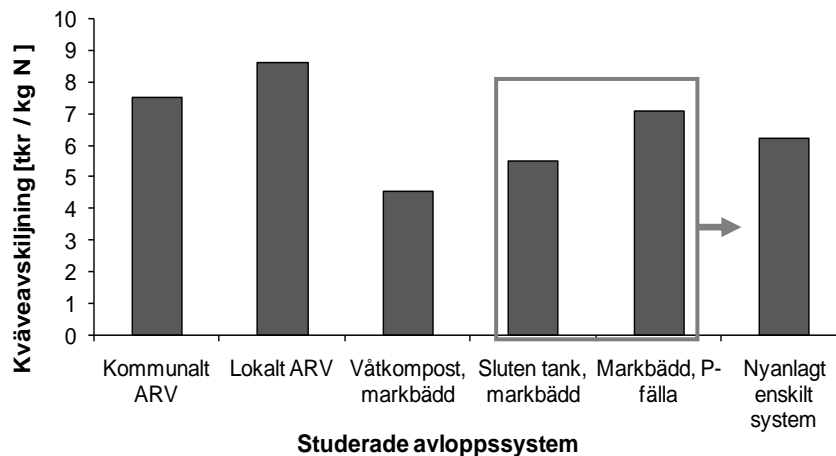
Figur 31. Kostnaden för fosforavskiljning i tusen kronor per kilogram fosfor.

Figur 32 visar kostnaden för fosforrecirkulation om allt slam från det kommunala avloppsreningsverket återförs till åkermark, vilket dock inte sker i dagsläget i Norrtälje. De system som kan återföra mest fosfor för lägst kostnad är lokalt avloppsreningsverk samt sluten tank med markbädd. Dock visar denna figur återförelse av allt fosfor, även det svårtillgängliga, vilket är en stor andel av totala fosformängden för alla avloppssystem förutom våtkompostsystemet.



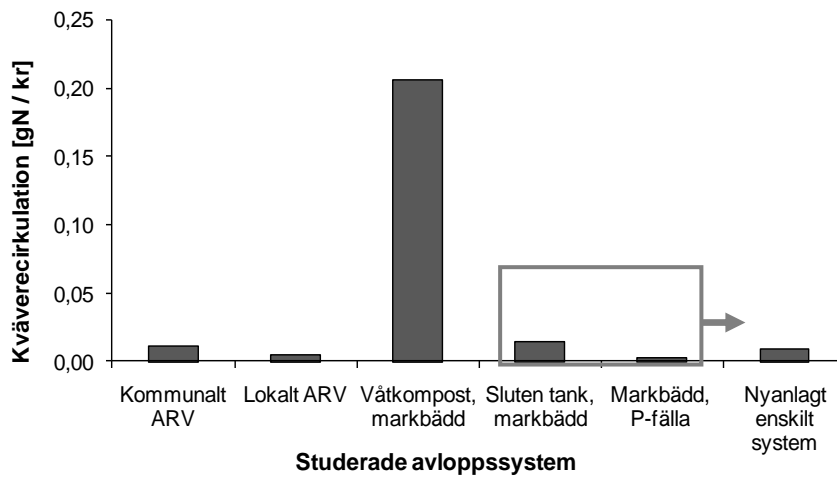
**Figur 32. Kostnaden för fosforrecirkulation i kilogram fosfor per tusen kronor.**

Kväveutsläppen till recipient varierar relativt mycket mellan avloppssystemen och därför varierar också kostnaden för kväveavskiljningen vilket kan ses i Figur 33. Det system som kan avskilja mest kväve för minst pengar är som nämnts tidigare ett våtkompostsystem.



**Figur 33. Kostnaden för kväveavskiljning i tusen kronor per kilogram kväve.**

Kostnaden för kväverecirkulation visas i Figur 34. Precis som resultaten i tidigare avsnitt är det endast våtkompostsystemet som i större omfattning kan återföra kväve till och därför är kväverecirkulationen per tusen kronor som störst för detta alternativ.



Figur 34. Kostnaden för kväverecirkulation i kilogram fosfor per tusen kronor.

## **8. KÄNSLIGHETSANALYS**

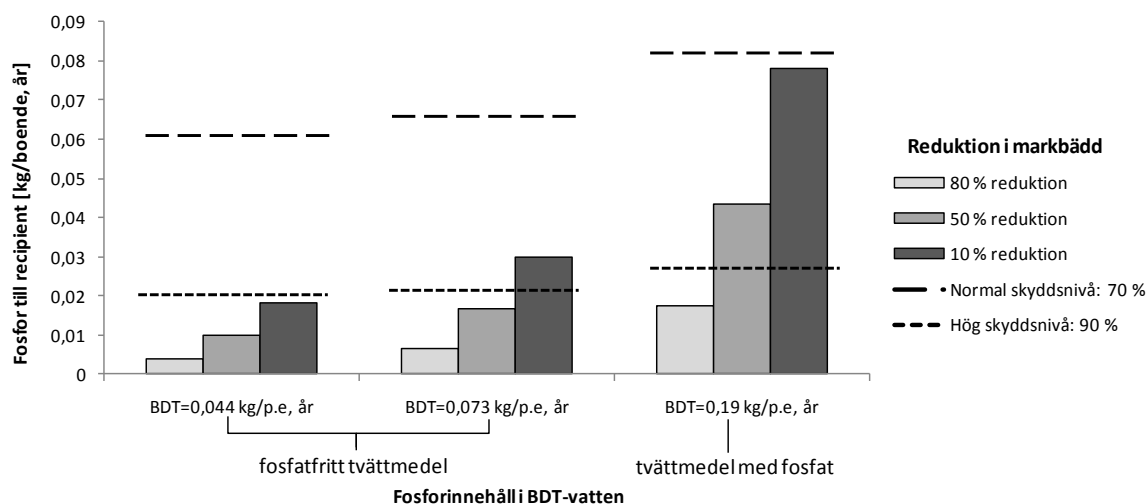
Det är svårt att uppskatta och beräkna miljöpåverkan och kostnader för avloppssystem eftersom dessa parametrar kan variera mycket beroende av vilka indata som använts och antaganden som gjorts. För att belysa variationerna innefattar denna studie en känslighetsanalys. För att begränsa analysen har endast vissa utvalda parametrar diskuterats. I avsnitten 8.1, 8.2 och 8.3 presenteras de parametrar vars variation har en stor eller liten inverkan på kostnader och miljöpåverkan.

### **8.1. FOSFORUTSLÄPP**

Utsläppen av fosfor till recipient är en nyckelfråga i Norrtälje kommun. Därför är det viktigt vid införandet av ett nytt avloppssystem i Vettershaga och Urö att systemet klarar hög skyddsnivå för fosfor, vilket är 90 % reduktion. Resultaten från denna studie visar att fosforläckagen ligger nära gränsen för den högre skyddsnivån för ett våtkompostsystem och även för ett system med sluten tank och markbädd. Utsläppen av fosfor från dessa avloppssystem härrör till största del från markbäddens utsläpp. Hur mycket fosfor som läcker ut från markbädden beror i sin tur på markbäddens reningsgrad och hur mycket fosfor BDT-vatten innehåller.

Fosforreduktionen i en markbädd kan variera mellan 10 % och 80 % beroende på ålder, utformning m.m. Det finns få tillförlitliga källor på den genomsnittliga fosforreduktionen i en markbädd men vissa källor pekar på ett medeltal på 50 % reduktion. Även denna reningsgrad kan anses vara något över den generella. En faktor som har betydelse för fosforinnehållet i BDT-vatten är användandet av fosfatfria hushållskemikalier. Tvättmedel som innehåller fosfater är idag förbjudna men de har inte helt fasats ut från hushållen. Även tvättmedel som är godkända innehåller fortfarande en liten mängd fosfater.

För att belysa hur utsläppen av fosfor varierar beroende på reningsgrad och fosforinnehåll har fosforutsläppen vid olika betingelser beräknats och resultaten visas i Figur 35. I staplarna längst till höger har fosforutsläppen kalkylerats utifrån antagandet att fosfattigt tvättmedel används i hushållen. Enligt resultaten klarar våtkompostsystemet alltid normal skyddsnivå för fosfor trots att fosfat innehållande tvättmedel används och att markbäddens reningsgrad är mycket låg. Om fosfatfria tvättmedel endast används är utsläppen av fosfor från våtkompostsystemet ändå tillräckligt låga för att hög skyddsnivå kan uppfyllas. Detta trots att markbäddens reningsgrad är mycket dålig.



Figur 35. Fosforutsläpp till recipient beroende på reduktionsgrad i markbädd samt fosforhalt i BDT-vatten.

## 8.2. VARIATIONER I BEFOLKNINGSMÄNGD

För att våtkompostanläggningen ska kunna hantera en framtida befolkningsökning och ökad permanentisering har anläggningen dimensionerats för att kunna hantera avfall från fler än de 778 personer som uppskattats vara bosatta i Vettershaga och Urö. Maxkapaciteten för den våtkompost som är innefattad i studien är ca 1400 boende. Denna kapacitet gäller om samma fördelning mellan fritidsboende och permanentboende som i dagsläget är uppskattad för fallstudieområdet är antaget. Det finns även andra bostadsområden i närheten av Vettershaga och Urö vars avfall också kan behandlas i våtkomposten. Om fler boende ingår i systemet kommer den totala energiåtgången och kostnaden delas på fler personer vilket minskar omkostnaden och energianvändningen per person. Tabell 21 visar hur energiåtgången och kostnaden per person minskar om dubbla antalet personers klosettavfall hanteras i systemet.

Tabell 21. Variation i energianvändning och kostnad beroende på antalet boende som ansluts till våtkompostsystemet.

Antal boende	Energianvändning		Kostnad
	MJ el/boende, år	MJ fossil/boende, år	kr/boende, år
<b>778 personer</b>	208	440	7940
<b>1400 personer</b>	207	433	7465

Vad som kan ses i Tabell 21 är att varken energiåtgången eller kostnaden minskar i stor omfattning trots att antalet boende har fördubblats. Detta beror på att energianvändningen och kostnaden för våtkompostanläggningen är liten utslaget per boende och år i jämförelse med kostnaden för de anläggningar som krävs på varje fastighet. Även energiåtgången för transporter blir av samma mått om samma avstånd mellan husen antas. Om fastigheterna ligger med större avstånd från varandra blir energiåtgången större men skillnaden blir ändå inte påtaglig. För övriga studerade avloppssystem skulle en ökning i befolkningsmängd inte heller minska kostnaden eller energianvändningen särskilt mycket. Detta eftersom dessa anläggningar bara är något överdimensionerade och fler boende skulle innebära längre rörledningar samt större reningsverk.

### 8.3. LEDNINGSDRAGNING

Att beräkna kostnader och energianvändning för ledningsdragning är svårt eftersom dessa kan variera mycket beroende på flera olika faktorer. En parameter som är komplicerad att uppskatta är vatten- och avloppsledningarnas längd i verkligheten. I detta arbete har denna längd beräknats utifrån kartmätningar men det har inte tagits någon hänsyn till topografi och andra platsspecifika karaktärsdrag. Detta innebär att denna parameter blir mycket osäker. Tabell 22 visar hur energianvändningen och kostnaden kan variera beroende på ledningslängd för ett kommunalt eller lokalt avloppsreningsverk. Vad som kan ses i tabellen är att båda resultaten är starkt beroende av ledningens längd, om ledningslängden ökar med ca 30 % ökar totala energianvändningen och kostnaden med ca 20 till 25 %.

**Tabell 22. Variation i energianvändning och kostnad beroende på ledningslängd i fallstudieområdet.**

<b>Ledningslängd inom område</b>	<b>Energianvändning Kostnad</b>	
	MJ/boende, år	kr/boende, år
<b>Kommunalt ARV</b>		
20 000 m	1 110	9 590
30 000 m	1 460	12 280
<b>Lokalt ARV</b>		
20 000 m	970	6 690
30 000 m	1 250	8 490



## **9. DISKUSSION**

### **9.1. UTSLÄPP TILL RECIPIENT**

Vattenområden i Norrtälje kommun är på många platser mycket belastade av näringsämnen på grund av den stora andelen enskilda avlopp. Det är därför mycket viktigt att avloppsstandarden i kommunen förbättras och att nya avloppssystem som införs i problemområden kan uppfylla Naturvårdsverkets allmänna råd för små avloppsanläggningar främst när det gäller fosforreduktion.

Alla avloppssystem som analyserats i denna studie bedöms klara den högre skyddsnivån för fosfor- och kväveutsläpp till recipient. Vissa reservationer finns för kvävereningen i ett lokalt reningsverk men reningsgraden för kväve i ett sådant verk kan påverkas med ökad luftning vilket dock ger en högre energianvändning.

Fosforutsläppen från ett våtkompostsystem härrör nästan helt från markbäddens utsläpp. Eftersom reduktionsgraden i en markbädd varierar mycket kan utsläppen från ett våtkompostsystem överskrida hög skyddsnivå. Dock bedöms systemet klara det högre reningskravet med marginal om endast fosfatfria tvättmedel används, vilket är det vanligaste, även om markbäddens reningsgrad är mycket låg.

Det system som ger överlägset lägst kväveutsläpp till recipient i jämförelse med övriga avloppssystemen är ett våtkompostsystem. Anledningen till att våtkompostsystemet genererar låga kväveutsläpp är att en stor del av kvävet i hushållspillvatten finns i klosettvattnet och i detta system återförs allt klosettvattnet till jordbruksmark utan någon typ av avskiljning.

De två sammanslagna enskilda systemen, sluten tank med markbädd och markbädd med fosforfälla, klarar enligt de antaganden som gjorts de högre skyddsnivåerna för fosfor och kväve. Dock beror reningen av både fosfor och kväve i dessa system på markbäddens reningsgrad och därför är dessa resultat något osäkra.

### **9.2. ANVÄNDNING AV AVLOPPSRESTPRODUKTER**

I dagsläget i Norrtälje är det endast det behandlade avfallet från våtkompostsystemet som kan återföras till jordbruksmark. Detta på grund av att avloppsslam från Lindholmens reningsverk inte är REVAQ certifierat. Fler och fler avloppsreningsverk blir dock certifierade och därför finns det stor potential att i en nära framtid kunna återföra slam från Lindholmens avloppsreningsverk till åkermark.

Eftersom det finns en stor potential att återföra näringsämnen i slam från avloppsreningsverk studerades även scenariot att slam från Lindholmen och även fosforfiltermaterial återförs till åkermark. Detta scenario visade att trots att allt slam från avloppsreningsverket återförs till jordbruket är det ändå våtkompostsystemet som kan återföra mest näringsämnen. Det är främst för återföring av kväve som det skiljer mellan systemen, där våtkompostsystemet har absolut störst återföringspotential. Detta har sin grund i att mycket av kvävet i hushållspillvatten avgår till luften som kvävgas eller ammoniak i alla avloppssystemen förutom våtkompostsystemet. Eftersom fosfor inte avgår som gas har alla systemen nästan lika stor återföringspotential av fosfor.

Studien visade att det kommunala och lokala reningsverket genererar en mycket större återföringsgrad av kadmium till jordbruket än våtkompostsystemet. Detta beror på att BDT-vatten, som innehåller mer kadmium och andra tungmetaller än klosettvattnet, inte behandlas i våtkompostanläggningen till skillnad från ett konventionellt reningsverk.

En vidare utredning av våtkompostgödsel och avloppsslamgödsel påvisade en stor skillnad mellan dessa två gödseltyper. Räknat per ton gödsel har avloppsslam mycket högre halt fosfor än våtkompostgödsel men kvävehalten är nästan lika. Dock är andelen svårtillgänglig näring, speciellt fosfor, hög i avloppsslam medan nästintill allt fosfor och kväve i våtkompost är lättillgänglig. Detta innebär att grödor inte kan utnyttja allt fosfor i avloppsslam om det används som gödsel. En nackdel med mycket svårtillgänglig näring i gödsel är att det blir svårare för bönder att beräkna rätt gödselgiva.

För att inte överskrida växternas behov av näringsämnen och för att minska tillförseln av tungmetaller till jordbruksmark finns det gränsvärden för respektive ämne som inte bör överskridas. Vid gödsling med våtkompost visar studien att det är fosfor som begränsar mängden gödsel som kan tillföras åkern. Trots att det krävs stora mängder gödsel för att nå upp till gränsvärdet för fosfor kommer gränsvärdet för kadmium inte vara i närheten av att överskridas. Vid gödsling med avloppsslam är det kadmium eller koppar som begränsar givan, vilket innebär att inte lika mycket näringsämnen kan tillföras åkern utan att gränsvärdena för dessa tungmetaller överskrids.

Denna studies resultat gällande näringsinnehåll i våtkompostgödsel är mycket lika de resultat som presenteras i Eveborn m.fl. (2007a). I Eveborn m.fl. (2007a) har endast våtkompost med latrin och svinggödsel som komplement till klosettatten analyserats vilket innebär en osäkerhet vid jämförelse med resultaten från denna studie. Den enda större skillnaden mellan beräknad och uppmätt näringsinnehåll är att det uppmätta kväveinnehåller verkar är något lägre än den beräknade. En av anledningarna till denna skillnad kan vara att det avgår mer kväve till luft än vad som antagits vid beräkningarna. Dock varierar vanligtvis näringsinnehållet mycket i de material som ska behandlas och därför är det svårt att dra några slutsatser från denna jämförelse.

Även vid jämförelse mellan uppmätt och beräknad kvalitet på avloppsslam skiljer kvävehalten mellan resultaten. Den beräknade kvävehalten är lägre än vad som uppmäts i verkligheten vilket kan bero på att mindre kväve avgår till luften i reningsprocessen än vad som antagits. Det är svårt att beräkna hur mycket kväve som avgår till luften eftersom denna parameter beror av flera olika faktorer som exempelvis anläggningarnas utformning och väder.

En nackdel med våtkompostgödsel är att vattenhalten är mycket högre än för avloppsslamgödsel vilket betyder att det behövs större mängder våtkompostgödsel för att uppfylla växternas behov av näringsämnen. Eftersom matavfall har en lägre vattenhalt än klosettatten kan en högre andel matavfall i våtkomposten minska vattenhalten och därmed gödselgivan. Dock kvarstår nackdelen att det krävs stora gödselgivor vid våtkompostgödsling vilket medför att gödslingen blir mer arbetsam och dyrare samt att det kan uppstå markskador som följd. Det finns dock en praxis bland bönder att blanda ut våtkompostgödsel med vanligt stallgödsel för att få ett bättre gödselmedel.

### **9.3. ENERGIANVÄNDNING**

Studien visar på att våtkompostsystemet har lägst energianvändning av alla studerade avloppssystem medan markbädd med fosforfälla har högst. Energianvändningen för anläggning och materialframställning har visat sig vara relativt lika mellan systemen medan förbrukningen vid drift skiljer mycket, där våtkomposten ligger absolut lägst.

Studien visade även att energianvändningen vid transporter för ett våtkompostsystem endast är en mindre andel av totala energinyttjandet. Detta beror delvis på att vakuumsystem antas vara installerade i samtliga hushåll vilket minskar mängden klosettatten och därigenom energianvändningen vid transporter.

Det är endast våtkomposten som kan återföra så mycket näringsämnen att det blir en märkbar skillnad i minskad energianvändning för handelsgödsel trots scenariot att allt slam från Lindholmen avloppsreningsverk återförs till jordbruket. Detta beror på att det endast är växttillgängliga näringsämnen som har förmodats kunna ersätta handelsgödsel och det är enbart våtkomposten som har en stor andel växttillgänglig näring. Som tidigare nämnts finns det troligtvis mer kväve i avloppslammet än vad som är framräknat i studien och därför bör energivinsten för minskat handelsgödselbehov bli något större än vad resultatet i denna studie visat.

Att fjärrvärmeproduktion finns med i energivinst kan vara något vilseledande eftersom denna vinst vanligtvis inte är förknippad med avloppsrening men ingick i studien för att göra jämförelsen mellan systemen mer objektiv. Det har inte gjorts någon vidare utredning hur matavfall hanteras i kommunen och vilka restprodukter som bildas vid förbränning. Av den anledningen hade det möjligtvis varit bättre att bortse från matavfall i miljö- och kostnadsanalysen. Om detta avfall bortsetts hade resultatet skiljt något sig särskilt i energianalysen där våtkompostsystemets totala energianvändning blivit ännu lägre jämfört med övriga system.

#### **9.4. KOSTNADSANALYS**

Att uppskatta och beräkna kostnader för avloppssystem är mycket svårt, speciellt ur ett framtidsperspektiv. Dock är det viktigt att genomföra denna uppskattning eftersom när det kommer till att välja ett avloppssystem vinner ofta det system som kan uppfylla förväntade miljökrav för minst pengar.

Denna studie visade att våtkompostsystemet är det näst dyraste systemet efter kommunalt reningsverk. Dock är skillnaden inte speciellt stor mellan alternativen och därför är det svårt att dra slutsatser från dessa resultat. För våtkompostsystemet och det nyanlagda enskilda systemet är det investeringarna på varje fastighet som är en betydande andel av totala kostnaden. Enligt inventeringar i Vetershaga och Urö har redan många av fastigheterna fungerande markbäddar och slutna tankar. Detta innebär att många av anläggningarna inte behöver bytas ut vilket skulle minska kostnaderna för dessa system markant.

En kostnadsaspekt som kan vara betydande men som inte medtagits i denna studie är installation av vakuumpoletter i hushållen. Om hushållen idag har fungerande vattentoaletter kan det bli dyrt att byta till ett system med vakuumpoletter. Detta system kräver speciella avloppsledningar vilket innebär att alla befintliga avloppsledningar och toaletter i hushållen måste bytas ut.

#### **9.5. FÖR- OCH NACKDELAR MED VÅTKOMPOSTERING**

De stora fördelarna med våtkompostering är som tidigare nämnts att utsläppen av övergödande ämnen är små, speciellt när det gäller kväve, och att systemet kan producera gödsel av hög kvalitet. Eftersom utsläpp till vattendrag i ett våtkompostsystem nästan helt beror på reningen av BDT-vatten i markbädden finns det stora möjligheter att ytterligare förbättra reningen. Detta kan ske med hjälp av ny teknik och bättre utformning av infiltrations- och markbäddar.

Det behandlade våtkompostmaterialet kan som tidigare nämnts liknas vid flytgödsel och därför är bönder i allmänhet mycket positiva till denna typ av anläggning. Handelsgödsel har kraftigt varierat i pris de senaste åren och det finns farhågor att denna gödseltyp kommer bli ännu dyrare i framtiden eftersom det kan bli svårare och dyrare att bryta fosfor. Gödselmedlet från en våtkompost är däremot gratis och för att sprida komposten behövs endast konventionella flytgödselspridare vilket innebär att bönder kan spara pengar om de använder våtkompostgödsel. Näringsämnen i våtkompostgödsel är främst i växttillgänglig form vilket är en stor skillnad mot slam från avloppsreningsverk som har en högre andel svårtillgängliga former. Den höga andelen växttillgängliga näringsämnen gör att det är lättare att gödsla vid rätt tillfälle och i rätt mängd med våtkompostgödsel. Det avgår även mindre kväve till luften vid våtkompostgödsling eftersom gödselmedlet snabbt infiltrerar jorden på grund av den höga vattenhalten. En farhåga med gödsling med våtkompost är en ökad markpackning och markskador på grund av den stora mängden gödsel som behövs. Det har dock visat sig från tidigare erfarenheter att detta inte varit ett stort problem eftersom ny spridningsteknik minimerat dessa skador. Enligt Malmén & Palm (2003), som utvärderat en våtkompostanläggning på Åland, har användningen av våtkompostgödsel inom jordbruket fungerat utan problem.

En aspekt som både kan ses som för- och nackdel med våtkompostsystemet är att det behövs ett energirikt komplementmaterial till klosettvattnet. Matavfall är ett bra sådant komplement men det finns vissa problem gällande främst insamling av detta i Norrtälje kommun. Varje år genereras ansevärliga mängder matavfall från butiker och restauranger men eftersom detta är privata bolag kan Norrtälje kommunen inte bestämma hur detta avfall ska användas. Det finns andra hanteringssätt för detta avfall som kan generera större vinster än genom våtkompostering. Som exempel visade denna studie att mycket energi kan utvinnas genom förbränning av matavfall. För att en våtkompost ska fungera optimalt krävs relativt mycket matavfall och för att minska miljöpåverkan är korta transporter att föredra. Detta gör att livsmedel från endast kommunägda inrättningar inte nödvändigtvis kan tillgodose en större våtkompostanläggning.

Enligt mål för Sveriges avfallshantering bör fram till år 2010 minst 35 % av matavfall från hushåll, storkök och butiker samt allt matavfall från livsmedelsindustrier återvinnas genom biologisk behandling (Sveriges miljömål, 2009). Målen avser sådant avfall som lämpligt att återföra till växtodling efter behandling. Tyvärr har dessa mål ännu inte blivit nådda trots att kretslopptänk och resursbesparing viktiga samhällsfrågor. Med ökad medvetenhet gällande matavfall i butiker, restauranger och industrier kommer detta mål troligtvis kunna uppnås inom en snar framtid vilket skulle ge klara fördelar för våtkomposttekniken.

Enligt Jönsson m.fl. (2005) genereras det ca 74 kg matavfall per person och år och denna mängd skulle räcka för att driva en våtkompostanläggning av den typ som analyserats i denna studie. Ett sätt att samla in detta matavfall är att installera matkvarnar i hushåll. Med matkvarnar kan matavfallet malas och samlas upp i samma tank som klosettvattnet. Denna typ av insamling kräver dock att de boende inte slänger olämpliga ämnen eller farliga kemikalier i avfallstanken, vilket kan få oönskade konsekvenser. Det har dock visat sig från tidigare studier att om de boende är medvetna om vad som händer med deras avfall blir de också mer måna om att göra rätt.

En nackdel med våtkompostering är att systemet kräver att vakuumtoaletter eller mycket snålspolande toaletter används. Eftersom mycket lite vatten används vid spolningen kan det ibland behövas spola flera gånger för att göra rent och den reducerade vattenmängden innebär även att det finns större risk för stopp i avloppsrören. I Malmén & Palm 2003 sammanställs en enkätundersökning över boendes åsikter om toalettmodellen Miniflush som är en mycket snålspolande toalett från Gustavsberg. Denna undersökning visade att en stor andel av användarna tyckte att toaletten hade brister i fråga om rengöringsförmågan och därför behövdes flera spolningar vid varje toalettbesök. Även andra brister i toalettens utformning framkom vid granskningen. Dock var det endast en typ av toalett som utvärderades i undersökningen och det finns många olika varianter på marknaden idag. Eftersom det sker en kontinuerlig utveckling av vakuumtoaletter kan användarvänligheten med all säkerhet ökas. En viktig fördel med vakuumtoaletter är att förbrukningen av dricksvatten reduceras vilket kan vara en klar fördel i områden med dålig vattentillgång.

För att kostnaderna inte ska bli för höga och energianvändningen ska hållas låg är det viktigt att en våtkompostanläggning ligger i närheten av både jordbruk och bostadsområde. Eftersom våtkomposten innehåller mycket vatten är det dyrt att transportera avfallet längre sträckor. Ett hot mot systemet kan uppkomma om jordbruket som ligger i anslutning till våtkompostanläggningen avvecklas. Detta skulle kunna göra systemet mindre miljövänligt och kostnadseffektivt. Ett annat lokaliseringsproblem är att det kan förekomma vissa luktproblem från våtkomposteringsanläggningar vilket inte uppskattas av boende. Dessa problem kan reduceras med väl valda tekniska lösningar men lukten är ändå något som måste tas hänsyn till vid val av läge.

#### **9.6. VILKET AVLOPPSSYSTEM SKA VÄLJAS I FALLSTUDIEOMRÅDET?**

Utifrån resultaten i denna studie är våtkompostalternativet en bra lösning i Vettershaga och Urö i jämförelse med övriga studerade avloppssystem. De låga utsläppen till recipient från våtkompostsystemet skulle bidra till en bättre ekologisk status i vikarna runt området. Eftersom det finns många närbelägna åkrar i fallstudieområdet skulle den behandlade våtkomposten vara ett eftertraktat gödselmedel för jordbrukarna. Just återföringspotentialen av näringsämnen är av Norrtälje kommun en eftertraktad fördel med våtkompostering. Dock finns det andra aspekter att ta hänsyn till som inte analyserats ingående i denna studie. En viktig aspekt är hur en framtida avloppsledning till Bergshamra tätort ändrar områdets karaktär. Om en sådan ledning medför en ökad befolkningsmängd samt fler jobb i området är det mycket möjligt att en ytterligare förlängning av det kommunala avloppsnätet till Vettershaga och Urö blir mer fördelaktigt och därför det bästa systemet att införa. Det är svårt att sja om framtiden men att kommunens planer för utveckling av glesbygden spelar en stor roll är svårt att invända emot.

En annan viktig aspekt att ta hänsyn till är de boendes inställning till ett våtkompostsystem. Det är mycket svårt att implementera ett nytt avloppssystem mot de boendes vilja. Även fast människor på senare år i allmänhet blivit mer miljömedvetna är kostnaden en av de viktigaste faktorerna som styr valet av avloppslösning. Även att inte drastiskt behöva ändra levnadsvanor är en viktig omständighet. I Eveborn m.fl. (2007b) diskuteras framtida möjligheter för våtkompostering som teknik. En möjlighet som föreslås i rapporten är att genom styrmedel och taxor som främjar toaletter med låg vattenhalt kan boende styras åt att välja snålspolande toaletter istället för konventionella. Detta kan ge många fördelar för kommunen eftersom transportbehovet samt avfallsmängden skulle minska och näringsinnehållet i våtkompostgödsel skulle öka. Dock belyser också rapporten att det finns svårigheter med utformning av taxesystem.

Att minimera förutfattade negativa åsikter gällande våtkomposteringsystemet genom verklighetsförankrad information har av allt att döma stor betydelse, men ett taxesystem kan säkerligen hjälpa till att påverka utvecklingen åt rätt håll.

### **9.7. ÄR VÅTKOMPOSTERING EN FRAMTIDSLÖSNING?**

I nuläget är våtkompostering en bra teknik för rening av avloppsvatten jämfört med de andra studerade systemen. Dock har denna studie långt ifrån granskat alla avloppslösningar som finns på marknaden idag. Framtagandet av ny teknik sker kontinuerligt inom avloppsbranschen och vad som kommer att ske inom detta område i framtiden är svårt att förutse. Med teknikutveckling kan även troligtvis även våtkompostsystemet förbättras vilket skulle göra systemet ännu mer konkurrenskraftigt. Framför allt finns det stora möjligheter att reningsanläggningarna för BDT-vatten på fastigheterna förbättras och blir billigare, samt att vakuumtoaletterna blir mer lättanvända. Detta är viktiga aspekter eftersom kostnader och vana har en stor inverkan på boende.

En nyckelfråga gällande våtkomposteringens framtid är om andra avloppssystem kan producera gödsel av lika hög kvalitet som våtkompostsystemet, ge lika små utsläpp samt vara relativt billigt. Denna studie visar på att inget av de andra systemen som ingått i analysen i dagsläget kan göra det. Med certifieringssystemet för avloppsslam finns dock möjligheter att avloppsslamgödsel kommer bli bättre ur kvalitetssynpunkt. Samtidigt ökar utsläppskraven på reningsverk kontinuerligt vilket innebär att detta system förmodligen bättre kan konkurrera med våtkomposteringstekniken i framtiden. Dock krävs det långa sträckor ledningsdragning för att nå ut med kommunalt vatten och avlopp till mer avskilda områden och detta är kostsamt. Att bo avskilt på landet eller i mindre byar och samhällen är en dröm för många människor och detta kommer med hög sannolikhet inte att ändras. Ett våtkompostsystem skulle därför vara ett bra alternativ i områden där husen ligger relativt nära varandra men långt ifrån större samhällen. Även på öar och andra mer svårlokaliserade områden skulle våtkompostering vara ett välfungerande och konkurrenskraftigt avloppssystem med många miljöfördelar även i framtiden.

### **9.8. METODVAL**

Behandling av avloppsvatten kan ske på många olika sätt och reningen sker vanligtvis genom flera olika komplicerade processer. Flertalet olika parametrar, som exempelvis anläggningarnas utformning, skötsel och ålder samt väder och sammansättningen av det avfall som behandlas, påverkar i stor omfattning reningsgraden och emissioner av ämnen. Därför kan dessa två parametrar variera mycket mellan olika platser och tidpunkter. Att modellera avloppssystemens komplexa och varierande processer för att få ett verklighetsanknutet resultat är mycket svårt och kräver stor förståelse och mycket data gällande avloppsrening. För att möjliggöra modellering av avloppssystem inom en inte allt för stor tidsram krävs det därför att antaganden och förenklingar görs.

Det finns flera olika simuleringsmodeller där miljöeffekter härrörande från avloppshantering kan beräknas. Dock är dessa modeller ofta komplicerat uppbyggda vilket gör det svårt för en ovan användare att modellera i dessa. VeVa är som tidigare nämnts ett relativt lättförstått verktyg i jämförelse med flertalet andra modelleringsprogram för avloppssystem där miljö- och kostnadsaspekter kan studeras. Detta eftersom VeVa är uppbyggt i Excel, som är ett för många välbekant Windows program. Fördelen med VeVa är att alla ekvationer och beräkningar enkelt går att spåra och ändra samt att all indata med lätthet kan ändras. Nackdelar med verktyget, liksom med de flesta andra modelleringsprogram för miljösystemanalys, är att det krävs mycket specifik indata för att kunna utföra beräkningarna.

Tillgång på exempelvis verkliga analysdata och andra vetenskapligt välgrundade data kan vara låg och svårtillgänglig. Detta medför att flertalet data ibland är baserade på mycket schabloniserade värden vilket kan återspeglas i vissa av resultaten.

Kalkylerna i VeVa är uppbyggda av enkla flödesberäkningar som är baserade på genomsnittliga data. Det har inte tagits någon större hänsyn till parametrar som tidpunkt, väder, temperatur m.m. vilka kan ha stor betydelse för resultaten. Speciellt flödet av kväve i naturen kan påverkas mycket beroende på flera parametrar, som exempelvis temperatur.

Huvudsyftet med VeVa-verktyget är inte att exakt beräkna miljöbelastning och kostnader utan att ge en övergripande bild över olikheter mellan avloppslösningar. Verktyget är utformat för att på ett enkelt sätt kunna jämföra avloppssystem och då är det ofrånkomligt att resultaten inte blir exakt som verkligheten i alla aspekter. Detta är något som det måste finnas förståelse för vid modellering i VeVa. Målet med en miljöanalys genomförd med hjälp av VeVa är att beräkna utsläpp till recipient, återföring av näringsämnen och energianvändning. Utsläpp av växthusgaser och andra ämnen till luft har nästan helt utelämnats i verktyget trots att detta är en viktig parameter. Dock finns det möjlighet att utveckla verktyget till att även innefatta en vidare analys av luftemissioner.

Eftersom det är det enkelt att ändra data och beräkningar i verktyget gör att förbättring och utveckling av VeVa kan ske kontinuerligt vid användandet. Vid miljöutredningar är det viktigt att användaren från början vet hur verklighetstroga resultat som önskas och väljer det modelleringsprogram som kan ge passande noggrannhet. Eftersom resultaten i denna studie skulle frambringas inom en relativt kort tidsperiod och inte behövde återspegla verkligheten i alla dess varianter var modellering i VeVa rimligen ett bra metodval.

## **9.9. FORTSATTA STUDIER**

Vid fortsatta studier i ämnet vore det intressant om andra avloppslösningar analyserades och jämfördes med våtkompostering. Nyare tekniker som inte ännu fått genomslag på marknaden samt system som liknar våtkompostering, som exempelvis andra typer av kompostering och rötning, skulle vara intressant att studera. Det vore också av intresse att göra en bedömning om hur stor potential det finns för att minska halterna av oönskade ämnen i avloppsslam för att därigenom förbättra kvaliteten.

## 10. SLUTSATSER

Alla de studerade avloppssystemen bedöms klara Naturvårdsverkets högre skyddsnivå för både fosfor och kväve, dock finns en viss reservation för lokalt reningsverk.

Våtkompostsystemet ger överlägset lägst kväveutsläpp och detta system har också störst återföringspotential av främst kväve. Alla systemen har stor potential att återföra fosfor till jordbruk men det är endast våtkompostgödsel som har en hög andel växttillgänglig fosfor.

Enligt resultaten i denna studie är våtkompostsystemet även det system med lägst energianvändning. Detta trots att stora energivinster vid förbränning av matavfall inkluderades i övriga system. Stora skillnader mellan systemen kan främst ses vid energianvändningen för drift där våtkompostsystemet har lägst energianvändning. Dock kan våtkompostsystemets energinyttjandet vid drift öka om längre avstånd och mindre effektiva insamlingsmetoder används.

Kostnadsanalysen visar att våtkompostsystemet är det näst dyraste avloppssystemet av de studerade men skillnaderna är inte särskilt stora. Indata i ekonomianalysen bygger på flertalet uppskattningar med varierande osäkerhet vilket bör beaktas vid analysering.

I ett framtidsperspektiv kan våtkompostering fortfarande vara ett bra och konkurrenskraftigt avloppssystem. Dock har utvecklandet av nya avloppstekniker stor inverkan på våtkomposteringens framtid. En avgörande aspekt är om andra avloppssystem kan producera gödsel av bra kvalitet, ge små utsläpp av näringsämnen och vara relativt billigt. Framtidens avloppsteknik kommer förmodligen att bli mer kretsloppanpassade samtidigt som utsläppen av näringsämnen minimeras. Om våtkomposttekniken följer med i utvecklingen kan detta troligtvis fortsätta vara ett konkurrenskraftigt avloppssystem, speciellt i bostadsområden som är lokaliserade avlägset från större samhällen.



## 11. REFERENSER

- Almemark, M., Carlsson, A-S., Palm, A., (2003) *Jämförande miljöbedömning av tre fällningskemikalier PIX-111, PIX-110 och PIX-118*. IVL-svenska miljöinstitutet AB, U704, Stockholm.
- Asperö-Lind, M., (2009) *Biologisk behandling av matavfall med avfallskvarn- en systemanalys*. Examensarbete, Industriell ekologi, Kungliga tekniska högskolan, Stockholm
- Avloppsguiden (2009a) Hämtad från: <http://husagare.avloppsguiden.se/fosforfilter.html> (2009-10-10)
- Avloppsguiden (2009b) Hämtad från: <http://husagare.avloppsguiden.se/markb%C3%A4dd.html> (2009-11-28)
- Avloppsguiden (2010) Hämtad från: [http://www.avloppsguiden.se/avloppsteknik/Komponent\\_Markbadd.htm](http://www.avloppsguiden.se/avloppsteknik/Komponent_Markbadd.htm) (2010-02-28)
- Baumann, H., Tillmann, A-M., (2004) *The Hitch Hiker's Guide to LCA - An Orientation In Life Cycle Assessment Methodology And Application*. Studentlitteratur, Göteborg.
- Bengtsson, M., Lundin, M., Molander, S., (1997) *Life cycle assessment of wastewater systems – Case studies of conventional treatment, urine sorting and liquid composting in three Swedish municipalities*. Rapport 1997:9, Teknisk miljöplanering, Chalmers tekniska universitet, Göteborg.
- Boustead, I., (1993) *Eco-profiles of European plastic industry Report 3: Polyethylen and polypropylene*. PWMI, Brussels, Belgian.
- Davis, J., Haglund, C., (1999) *Life cycle inventory (LCI) of fertilizer production. Fertilizers products used in Sweden and Western Europe*. SIK-rapport nr 654 1999. Institutionen för kemisk miljövetenskap, Chalmers tekniska universitet, Göteborg.
- Eniro (2009) Hämtad från [www.eniro.se](http://www.eniro.se) (2009-19-20)
- Erlandsson, Å., (2007) *Miljösystemanalys av VA-system i omvandlingsområden – Fallstudie i Värmdö kommun*. Examensarbete 2007:2, SLU institutionen för biometri och teknik, Uppsala.
- Eveborn, D., Malmén, L., Persson, L., Palm, O., Edström, M., (2007a) *Våtkompostering för kretsloppsanpassning av enskilda avlopp i Norrtälje kommun*. JTI - Institutet för jordbruks och miljöteknik, JTI-rapport Kretslopp och avfall 38, Uppsala.
- Eveborn, D., Norén A., Palm, O., (2007b) *Konsekvenser av alternativa omhändertaganden av slam från slutna tankar*, JTI - Institutet för jordbruks och miljöteknik, Kretslopp och avfall 38, Uppsala.
- Frohagen, J., (1997) *Livscykelanalys på tre järnbaserade fällningskemikalier*. Rapport 1997:10, Chalmers Tekniska Universitet, Göteborg.
- Goodtech (2009) Hämtad från: <http://goodtech.se/biovacsw/produktteknologier/biovac-r/reningsverk/reningsanlaeggning-foer-oever-45-pe> (2009-10-23)

Grusochbetong (2009) Hämtad från: [http://www.grusochbetong.se/betong\\_egenskaper.asp](http://www.grusochbetong.se/betong_egenskaper.asp) (2009-01-20)

Helmreich, B., Screff, D., Wilderer, P.A., (2000) *Full scale experiences with small sequencing batch reactor plants in Bavaria*. Water Science and Technology, vol. 41, Institute of water quality control and waste management, Technical University Munich, Germany.

Hitta (2009) Hämtad från: [www.hitta.se](http://www.hitta.se) (2010-02-14)

Holm, C., Eveborn, D., Nordberg, U., Persson, L., (2009) *Latrin i kretslopp- teknik och resursanvändning vid hantering i ett våtkomposteringssystem*. JTI- Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Kretslopp & Avfall 45, Uppsala.

IFO vattenrening (2009) Hämtad från: <http://www.ifowater.se/> (2009-10-22)

Jönsson, H., Baky, A., Jeppsson, U., Hellström, D., Kärman, E., (2005) *Composition of urine, faeces, greywater and biowaste – for utilization in the URWARE model*. Rapport 2005:6, Urban Waters rapportserie, Chalmers tekniska universitet, Göteborg

Karlsson, P., (2005) *Kretsloppsanpassade filterbäddar – En miljösystemanalys av småskaliga avlopp i Stockholms län*. Institutionen för teknik, Högskolan i Kalmar.

Karlsson, S., Rodhe, L., (2002) *Översyn av Statistiska Centralbyråns beräkning av ammoniakavgång i jordbruket- emissionsfaktorer vid lagring och spridning av stallgödsel*. Ett projekt utfört på uppdrag av Jordbruksverket. JTI- institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.

Käppala miljörapport 2004 (2009) Hämtad från: <http://www.kappala.se/admin/bildbank/uploads/Dokument/Miljorapporter/Miljorapport2004.pdf> (2009-12-15)

Käppala miljörapport 2008 (2009) Hämtad från: [http://www.kappala.se/admin/bildbank/uploads/Dokument/Miljorapporter/Miljorapport\\_2008\\_ver\\_2.pdf](http://www.kappala.se/admin/bildbank/uploads/Dokument/Miljorapporter/Miljorapport_2008_ver_2.pdf) (2009-12-12)

lawebb (2009) Hämtad från: [http://lawebb.se/combutech/dokument/Jets\\_12-sidig\\_pa\\_svenska.pdf](http://lawebb.se/combutech/dokument/Jets_12-sidig_pa_svenska.pdf) (2010-01-10)

Livsmedelsverket (2009) Hämtad från: <http://www.slv.se/sv/grupp1/Risker-mat/Metaller/Kadmium/> (2009-09-29)

LRF (2009a) Hämtad från: <http://www.lrf.se/Miljo/Avloppsslam/REVAQ-certifiering/> (2009-12-20)

Läckeby Water (2009) Konstruktionsritning över Karby våtkompost.

Löfqvist, H., (2006) *Environmental systems analysis of new developing wastewater treatment. Local solutions in transition areas*. Projektpublikation nr 32, Stockholm vatten/Umeå universitet.

Malmén, L., (1999) *Kretsloppsanpassning av hushållens avlopp och organiska köksavfall på Vätö*. JTI – institutet för jordbruks- och miljöteknik, Kretslopp & avfall 20, Uppsala

Malmén, L., Palm, O., (2003) *Uppsamling, våtkompostering och användning av klosettwater och organiskt avfall i Sunds kommun, Åland*. JTI – institutet för jordbruks- och miljöteknik. JTI-rapport, Kretslopp & avfall 27, Uppsala.

Malmén, L., (2005) *Våtkompostering – maten du åt blir bra gödsel*. JTI - institutet för jordbruks- och miljöteknik, JTI – informerar, nr 109, Uppsala

Naturvårdsverket (1995) *Vad innehåller avlopp från hushåll, Näring och metaller i urin och fekalier samt i disk-, tvätt-, bad och duschwater*. NV-rapport 4425, Naturvårdsverket, Stockholm

Naturvårdsverket (2002) *Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp*. NV-rapport 5214. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket (2003) *Små avloppsanläggningar – hushållspillwater från högst 5 hushåll*. Naturvårdsverket fakta, Miljöbalken, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket (2004) *Åtgärder för att minska fosforutsläppen från befintliga enskilda avlopp*. Rapport 5427, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket (2006) *Rening av avloppsvater i Sverige – 2006*. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket (2007) *Faktablad om avloppsreningsverk, 200-2000 p.e*. Fakta 8286, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket (2008) *Små avloppsanläggningar – Handbok till allmänna råd*. Miljörättsavdelningen, elektronisk publikation, Naturvårdsverkets handbok 2008:3, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket (2009) Hämtad från: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Avlopp/Enskilda-avlopp/Reningseffekter---smaskaliga-anlaggningar/> (2009-10-09)

Naturvårdsverket (2010a) Hämtad från: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Avlopp/Siffror-om-avloppsvaterrening/> (2010-02-28)

Naturvårdsverket (2010b) Hämtad från: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Officiell-statistik/Statistik-efter-amne/Utslapp-till-vatten/Utslapp-av-fosfor-till-havet/Dataunderlag-till-utslapp-av-fosfor-till-havet/> (2010-03-01)

Naturvårdsverket (2010c) Hämtad från: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Officiell-statistik/Statistik-efter-amne/Utslapp-till-vatten/Utslapp-av-kvave-till-kusten/Dataunderlag-utslapp-av-kvave-till-kusten/> (2010-03-01)

NFS (2006) *Naturvårdsverkets allmänna råd [till 2 och 26 kap. Miljöbalken och 12-14 och 19 §§ förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd] om små avloppsanordningar för hushållspillwater*. Naturvårdsverkets författningssamling, 2006:7.

Norrtälje kommun (2009a) Hämtad från: [www.norrtalje.se](http://www.norrtalje.se) (2009-12-12)

Norrtälje kommun (2009b) Hämtad från: <http://www.norrtalje.se/Trafik-och-infrastruktur/Samhallsutveckling-och-planering/Oversiktsplan/Landsbygd-och-skargard/> (2009-12-13)

Norrtälje kommun (2009c) Hämtad från:  
[http://www.norrtalje.se/templates/page\\_\\_\\_\\_7375.aspx](http://www.norrtalje.se/templates/page____7375.aspx) (2009-11-20)

Norrvatten (2009) Hämtad från: <http://www.norrvatten.se/Dricksvatten/Produktion-av-vatten/> (2009-10-12)

Palm, O., Malmén, L., Jönsson, H., (2002) *Robusta uthålliga små avloppssystem – En kunskaps sammanställning*. rapport 5224. Naturvårdsverket, Stockholm.

Rydh, C. J., Lindahl, M., Tingström, J., (2002) *Livscykelanalys – en miljöbedömning av produkter och tjänster*. Studentlitteratur, Lund.

SNFS (1994a) *Kungörelser med föreskrifter om rening av avloppsvatten från tätbebyggelser*. Statens naturvårdsverks författningssamling, SNFS 1994:7, MS:75, Naturvårdsverket, Stockholm.

SNFS (1994b) *Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket*. Statens naturvårdsverks författningssamling, SNFS 1994:2, MS:72.

Statens energimyndighet (2008) *Energiindikatorer 2008, Uppföljning av Sveriges energipolitiska mål. Tema: Förnybar energi*. Statens energimyndighet. ET 2008:8. Eskilstuna.

Statistiska centralbyrån (2010) Hämtad från:  
[http://www.scb.se/Pages/TableAndChart\\_\\_\\_\\_26040.aspx](http://www.scb.se/Pages/TableAndChart____26040.aspx) (2010-02-12)

Svenskt Vatten (2009) Hämtad från:  
[http://www.svensktvatten.se/web/Certifieringssystem\\_for\\_slam.aspx](http://www.svensktvatten.se/web/Certifieringssystem_for_slam.aspx) (2009-12-12)

Sveriges miljömål (2009) Hämtad från <http://www.miljomal.se/15-God-bebyggd-miljo/Delmal/Avfall-2005-2015/> (2009-10-12)

Sveriges officiella statistik (2008) *Utsläpp till vatten och slamproduktion 2006-Kommunala reningsverk, skogsindustri samt viss övrig industri*. Statistiska meddelanden MI22 SM 0801, Statistiska centralbyrån, Naturvårdsverket.

Thuresson, M., Haapaniemi, U., (2005) *Slam från avloppsreningsverk – Mängder, kvalitet samt användning i Stockholms län under perioden 1981 till 2003*. Miljöinformationsenheten, Länsstyrelsen i Stockholms län, rapport 2005:10, ISBN: 91-7281-173-0, Stockholm.

Tidåker, P., Kärman, E., Baky, A., Jönsson, H., (2005) *Wastewater management integrated with farming. An environmental systems analysis of the model city Surahammar*. Rapport – miljö, teknik och lantbruk 2005:5. Institutionen för biometri och teknik, SLU, Uppsala.

Tillman, A-M., Lundström, H., Svingby, M., (1996) *Livscykelanalys av alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgersund. Delrapport från ECOGUIDE-projektet*. Avdelning för teknisk miljöplanering, rapport 1996:1b, Göteborg.

Urban Water (2009) Hämtad från: [http://www.chalmers.se/cit/urban-sv/projekt/va-omvandlingsomraden9037/veva-verktyget\\_1](http://www.chalmers.se/cit/urban-sv/projekt/va-omvandlingsomraden9037/veva-verktyget_1) (2010-01-28)

VA1-programmet (2008) *Program för utveckling av kommunalt vatten och avlopp, 2008-2030*. Norrtälje Kommun.

Veolia (2009) Hämtad från:

<http://www.veoliavatten.se/lib/veoliavatten/Y1va/BBF727u7ln40T715ym9WA4V7.pdf> (2009-11-12)

Wennhage (2003) *Effektiva tågssystem för godstransporter, underlagsdata, Lätta konstruktioner för högre nyttolast*, Rapport 0506 D, Avdelningen för lätta konstruktioner, Järnvägsgruppen, KTH, Stockholm.

### **Muntliga referenser**

Ehnhage, Lars, (2009) VD, Exportmarknaden, CombuTech AB, (2009-10-15)

Eklund, Elin, (2009) Norrtälje kommun, (2009-12-14)

Johansson, Bertil, (2009) Chef för Produktion och distribution, Norrvatten, (2009-10-19)

Norrman, Ingvar, (2009) Renhållning, Norrtälje kommun, (2009-10-12)

Pettersson, Frida, (2009) CIT Urban Water AB, (2009-10-12)

Torstensson, Hans-Olof, (2009) Ragn-Sells AB, (2009-10-15)

Wettersvik, Fredrik, (2009) Underhållschef, Vattenfall AB, Nordic Heat. (2009-10-22)

## Bilaga 1. Beräkningar gällande hemmavaro, mängd hushållspillvatten och matavfall

Enligt inventeringar i Vettershaga och Urö är andelen permanenta bostäder 51 % i Vettershaga och 12 % i Urö. Eftersom områdena ligger i anslutning till varandra kommer de räknas som ett och därför beräknas totala andelen permanentboende för hela området genom ekvation B1.

$$P_{\%} = \frac{P_{\% \text{ Ur ö}} \cdot \text{Antal hushåll}_{\text{Ur ö}} + P_{\% \text{ Vetters haga}} \cdot \text{Antal hushåll}_{\text{Vetters haga}}}{\text{totalt antal hushåll}} \quad (\text{B1})$$

$P_{\%}$  = Andel permanentushåll i fallstudieområdet

Med data från Vettershaga och Urö ger ekvation B1:

$$P_{\%} = \frac{12\% \cdot 99 + 51\% \cdot 179}{278} = 37\%$$

Andelen permanentushåll i området beräknas till 37 % vilket betyder att andelen fritidshushåll är 63 %.

För att kunna dimensionera de olika avloppsanläggningarna korrekt behövs information om hur mycket avloppsvatten som genereras i hushållen. För att kunna uppskatta denna mängd görs antaganden om hur stor del av dygnet och året varje person spenderar i hushållet, så kallad hemmavaro. Antaganden gällande hemmavaro samt spolvanor och spolvattenmängder visas i Tabell B1.

Tabell B1. Antaganden gjorda i studien angående hemmavaro och toalettyp samt spolvanor.

	<b>värde</b>	<b>Referens</b>
<b>Personer per hushåll</b>	2,8 st	Stockholm vatten
<b><u>Hemmavaro - Permanentboende</u></b>		
av år	90 %	Antagande
av dygn (toalett)	60 %	Antagande
av dygn (BDT)	100 %	Antagande
<b><u>Hemmavaro - Fritidsboende</u></b>		
av år	25 %	Antagande
av dygn (toalett och BDT)	100 %	Antagande
<b><u>Toalett</u></b>		
Antal stora spolningar per p.e. och dag	4,5 st	(Eveborn m.fl., 2007a)
Antal små spolningar per p.e. och dag	5 st	(Eveborn m.fl., 2007a)
Konventionell snålspolande - stor spolning	4 liter	(Eveborn m.fl., 2007a)
Konventionell snålspolande - liten spolning	2 liter	(Eveborn m.fl., 2007a)
vakuumpolett	0,6 liter	(Lawebb, 2009)

För att förenkla beräkningarna gällande mängden avloppsvatten uppskattas den totala hemmavaron som både innefattar permanent- och fritidsboende genom ekvation B2.

$$Hemmavaro_{toalett, BDT} = (P_{\%} \cdot P_{av \text{ år}} \cdot P_{toalett, BDT}) + (F_{\%} \cdot F_{av \text{ år}} \cdot F_{toalett, BDT}) \quad (B2)$$

$P_{\%}, F_{\%}$  = Andel permanent- resp. fritidsboende i området

$P_{av \text{ år}}, F_{av \text{ år}}$  = Andel av året permanent- resp. fritidsboende spenderar i hushållet

$P_{toalett, BDT}, F_{toalett, BDT}$  = Andel av toalettbesöken resp. BDT användandet som sker i hushållet

Ekvation B2 ger:

$$Hemmavaro_{toalett} = (37\% \cdot 90\% \cdot 60\%) + (63\% \cdot 25\% \cdot 100\%) = 36\%$$

$$Hemmavaro_{BDT} = (37\% \cdot 90\% \cdot 100\%) + (63\% \cdot 25\% \cdot 100\%) = 49\%$$

Utifrån antagen gällande hemmavaro, toaletter, sammansättning av avloppsvatten kan mängden hushållspillvatten för fallstudieområdet uppskattas.

Genom ekvation B3 och B4 beräknas mängden spolvatten per boende för konventionellt snålspolande samt vakuumtoaletter.

$$V_{snålsp.} = (Antal_{stor} \cdot V_{stor} + Antal_{liten} \cdot V_{liten}) \cdot hemmavaro_{toalett} \quad (B3)$$

$$V_{vakuum} = ((Antal_{stor} + Antal_{liten}) \cdot V_{vakuum}) \cdot hemmavaro_{toalett} \quad (B4)$$

Med insatta värden ger ekvation B3 och B4:

$$V_{snålsp.} = (4,5 \cdot 4 + 5 \cdot 2) \cdot 36\% = 10,1 \text{ liter/p. e, dygn} = 3687 \text{ liter/boende, år}$$

$$V_{vakuum} = ((4,5 + 5) \cdot 0,6) \cdot 36\% = 2,05 \text{ liter/p. e, dygn} = 749 \text{ liter/boende, år}$$

Utifrån Tabell 6 i rapporten samt antagen hemmavaro kan mängden och sammansättningen av urin, fekalier och BDT-vatten beräknas för varje boende utslaget på ett år. Resultaten visas i Tabell B2.

**Tabell B2. Antaganden gjorda i studien angående sammansättningen av hushållspillvatten (Jönsson m.fl., 2005)**

	Fekalier + Urin	BDT-vatten	Totalt	Enhet
<b>N<sub>tot</sub></b>	1,61	0,27	1,88	[kg/boende, år]
<b>NH<sub>3</sub>/NH<sub>4</sub></b>	1,4	0,05	1,45	[kg/boende, år]
<b>P<sub>tot</sub></b>	0,2	0,027	0,23	[kg/boende, år]
<b>PO<sub>4</sub></b>	0,1	-	-	[kg/boende, år]
<b>BOD<sub>7</sub></b>	5	6	11	[kg/boende, år]
<b>Cd</b>	1,37	8,95	10,32	[mg/boende, år]
<b>H<sub>2</sub>O</b>	210	23274	23483	[liter/boende, år]
<b>TS</b>	9,4	12,7	22,1	[kg/boende, år]

Utifrån Tabell B2 och resultaten från ekvation B3 och B4 kan mängden klosettwater samt hushållspillvatten beräknas för alla studerade systemen genom ekvation B5 och B6.

$$V_{klosettwater} = V_{fekalier + urin} + V_{toalett} \quad (B5)$$

$$V_{hushållspillv.} = V_{klosettwater} + V_{BDT} \quad (B6)$$

Ekvation B5 och B6 ger:

$$V_{\text{klosett vatten, vakuum}} = 210 + 749 = 959 \approx 960 \text{ l/boende, år}$$

$$V_{\text{hushållspillv, vakuum}} = 959 + 23274 = 24233 \approx 24\,200 \text{ l/boende, år}$$

$$V_{\text{klosett vatten, snålspolande}} = 210 + 3687 = 3897 \approx 3\,900 \text{ l/boende, år}$$

$$V_{\text{hushållspillv, snålspolande}} = 3897 + 23274 = 27171 \approx 27\,200 \text{ l/boende, år}$$

Vid beräkning av den mängd matavfall som behövs för att driva en våtkompostanläggning behövs information om mängden och torrsubstanshalten (TS-halten) för klosett vatten och matavfall.

Utifrån antagen mängd spolvatten och sammansättningen av fekalier och urin kan torrsubstanshalten i klosett vatten beräknas genom ekvation B7.

$$TS_{\text{klosett vatten}} = \frac{TS_{\text{fekalier +urin}}}{V_{\text{fekalier +urin}} + V_{\text{toalett}}} \quad (\text{B7})$$

Med uppmätta och beräknade värden ger ekvation B7:

$$TS_{\text{klosett}} = \frac{9,4}{219+749} = 0,0097 = 0,97\%$$

För att våtkomposten ska fungera ändamålsenligt bör TS-halten i det material som ska behandlas ligga mellan 2 och 10 %. I denna studie antas det att materialblandningens TS-halt ligger på 3 % och därför blir detta den dimensionerande TS-halten. Torrsubstanshalten för det matavfall som ingår i studien är 31%.

För att beräkna mängden matavfall som behövs för att höja torrsubstanshalten i klosett vattnet till den dimensionerade TS-halten används ekvation B8.

$$V_{\text{mat}} = \frac{V_{\text{klosett}} (TS_{\text{klosett}} - TS_{\text{dim}})}{TS_{\text{dim}} - TS_{\text{mat}}} \quad (\text{B8})$$

Med insatta värden ger ekvation B8:

$$V_{\text{mat}} = \frac{959 \cdot (0,97 - 3)}{3 - 31} = 69,5 \approx 70 \text{ kg} \frac{\text{matavfall}}{\text{boende, år}}$$

För att våtkomposten ska fungera optimalt behövs minst 70 kg matavfall per boende och år. För hela fallstudieområdet blir mängden 54 ton matavfall per år



## Bilaga 2: Energianvändning vid materialframställning och drift, exkl. transporter.

Energianvändningen vid framställning av material till systemkomponenterna i de studerade avloppssystemen visas i Tabell B3.

Tabell B3. Energianvändning i el och fossila bränslen för tillverkning samt frakt till kund för olika material.

Material	Energislag	värde	enhet	Referens
<i>Rostfritt Stål</i>	El	15,36	MJ/kg	(Tillman m.fl., 1996)
	Fossil	33,73	MJ/kg	(Tillman m.fl., 1996)
	Densitet	8000	kg/m <sup>3</sup>	
<i>Brons</i>	El	6,82	MJ/kg	(Urban Water, 2009)
	Fossil	27	MJ/kg	(Urban Water, 2009)
<i>Armering</i>	Fossil	21,34	MJ/kg	(Tillman m.fl., 1996)
<i>Gjutjärn</i>	El	1,75	MJ/kg	(Tillman m.fl., 1996)
	Fossil	18,67	MJ/kg	(Tillman m.fl., 1996)
<i>Betong</i>	El	75,1	MJ/ton	(Tillman m.fl., 1996)
	Fossil	774	MJ/ton	(Tillman m.fl., 1996)
	Densitet	2,35	ton/m <sup>3</sup>	(grusochbetong, 2009)
<i>Makadam</i>	El	11,15	MJ/m <sup>3</sup>	(Tillman m.fl., 1996)
	Fossil	8,95	MJ/m <sup>3</sup>	(Tillman m.fl., 1996)
	Densitet	1,9	ton/m <sup>3</sup>	(Tillman m.fl., 1996)
<i>Grus och sand</i>	El	1,16	MJ/m <sup>3</sup>	(Tillman m.fl., 1996)
	Fossil	0,44	MJ/m <sup>3</sup>	(Tillman m.fl., 1996)
	Densitet	2,2	ton/m <sup>3</sup>	(Tillman m.fl., 1996)
<i>Geotextil</i>	El	1,9	MJ/m <sup>2</sup>	(Tillman m.fl., 1996)
	Fossil	0,43	MJ/m <sup>2</sup>	(Tillman m.fl., 1996)
<i>PVC</i>	El	8,6	MJ/kg	(Bengtsson m.fl., 1997)
	Fossil	25,58	MJ/kg	(Bengtsson m.fl., 1997)
<i>PVC-rör</i>	El	3,42	MJ/kg rör	(Tillman m.fl., 1996)
	Fossil	58,55	MJ/kg rör	(Tillman m.fl., 1996)
<i>Glasfiberarmerad plast</i>	El	3,1	MJ/kg	(Tillman m.fl., 1996)
	Fossil	60,5	MJ/kg	(Tillman m.fl., 1996)
	Densitet	1800	kg/m <sup>3</sup>	Wennhage (2003)
<i>Geomembran</i>	El	5,41	MJ/m <sup>2</sup>	(Karlsson, 2005)
	Fossil	195,25	MJ/m <sup>2</sup>	(Karlsson, 2005)
	Värme	0,28	MJ/m <sup>2</sup>	(Karlsson, 2005)
<i>Filtra-P</i>	El	0,3	MJ/kg	(Urban Water, 2009)
	Fossil	4,4	MJ/kg	(Urban Water, 2009)
<i>Polyeten</i>	El	7,89	MJ/kg	(Boustead, 1993)
	Fossil	77,94	MJ/kg	(Boustead, 1993)

<i>Polypropylen</i>	El	6,85	MJ/kg	(Boustead, 1993)
	Fossil	73,18	MJ/kg	(Boustead, 1993)
<i>HDPE</i>	El	5,79	MJ/kg	(Boustead, 1993)
	Fossil	75,19	MJ/kg	(Boustead, 1993)
<i>EPS Polystyren</i>	El	6,55	MJ/kg	(Tillman m.fl., 1996)
	Fossil	49,14	MJ/kg	
	Densitet	30	kg/m <sup>3</sup>	(Urban Water, 2009)
<i>Kemikalieframställning (PIX 111)</i>	El	1,7	MJ/kg	(Frohagen, 1997)
	Fossil	1,25	MJ/kg	(Almemark m.fl., 2003)
	Densitet PIX	1,4	ton/m <sup>3</sup>	(Bengtsson m.fl., 1997)
	Fe-innehåll i PIX	0,137	%	(Bengtsson m.fl., 1997)

Utifrån energianvändningen i Tabell B3 samt mängden material som används till varje komponent och livslängden kan energianvändningen för varje komponent som ingår i avloppssystemen beräknas genom ekvation B9.

$$E_{komp.} = E_{material} \cdot m_{material} \quad (B9)$$

Energianvändningen per boende och år beräknas genom ekvation B10.

$$E_{boende} = \frac{E_{komp.}}{\text{antal boende som delar} \cdot \text{livslängd}} \quad (B10)$$

Energianvändningen för alla komponenter som ingår i studien är redovisade i Tabell B4 till B8.

**Tabell B4. Energianvändning för de systemkomponenter som ingår i ett SBR-verk dimensionerat för 1000 boende.**

Systemkomponenter i SBR-verk	Material	Vikt [kg]	Livslängd [år]	Energianvändning		
				$\left[ \frac{MJ}{komponent} \right]$	$\left[ \frac{MJ}{boende, \text{år}} \right]$	
<i>Mottagningsstank</i>	Armerad betong	51700	30	El	3883	0,2
				Fossil	40016	1,7
<i>Behandlingsstank</i>	Armerad betong	103400	30	El	7765	0,3
				Fossil	80032	3,4
<i>Slamtank</i>	Armerad betong	30550	30	El	2294	0,1
				Fossil	23646	1,0
<i>Pumpar</i>	Gjutjärn	300	15	El	525	0,0
				Fossil	5601	0,5
<i>Luftare</i>	Polypropylen	300	15	El	2055	0,2
				Fossil	21954	1,9
<i>Ventil</i>	Polyeten	25	15	El	197	0,0
				Fossil	1949	0,2

<i>Ledning</i>	HDPE	550	30	El	3185	0,1
				Fossil	41355	1,8
<i>Byggnad Hus</i>	Betong	70	30	El	5257	0,2
				Fossil	54180	2,3
<i>Tak</i>	Stål	6825	30	El	104832	4,5
				Fossil	230207	9,9

Tabell B5. Energianvändning för de systemkomponenter som ingår i en våtkompostanläggning

System- komponenter i våtkompostan- läggning	Material	vikt [kg]	Livslängd [år]	Energianvändning				
					$\frac{MJ}{komponent}$	$\frac{MJ}{boende,år}$		
<i>Lastplatta (50m<sup>2</sup>)</i>	Armerad betong	22 560	30	El	1694	0,1		
				Fossil	17461	0,7		
<i>Bufferttank (150 m<sup>3</sup>)</i>	Armerad betong	62 040	30	El	4659	0,2		
				Fossil	48019	2,1		
				Gjutjärn	426	El	746	0,0
				Fossil	7953	0,3		
<i>Reaktor (32m<sup>3</sup>)</i>	PVC-rör	1080	30	El	58	0,0		
				Fossil	995	0,0		
				Glasfiberarmera d	1080	El	3348	0,1
				plast		Fossil	65340	2,8
<i>Efterlager (1500 m<sup>3</sup>)</i>	Armerad betong	11 750	30	El	882	0,0		
				Fossil	9095	0,4		
				Armerad betong	154 365	El	11595	0,5
				Fossil	119502	5,1		
<i>PVC-tak</i>	Gjutjärn	3 220	30	El	5635	0,2		
				Fossil	60117	2,6		
				PVC	150	El	1290	0,1
				Fossil	3837	0,2		
<i>Maskinhus (10 m<sup>2</sup>)</i>	Betong	1 100	30	El	83	0,0		
				Fossil	851	0,0		
				Rostfritt stål	632	El	9708	0,4
				Fossil	21317	0,9		
<i>Pumpar, Luftare, Omrörare</i>	Galvaniserat stål	500	10	El	7680	0,3		
				Fossil	16865	0,7		
				betong	3 525	El	265	0,0
				Fossil	2728	0,1		
<i>Pumpar, Luftare, Omrörare</i>	Gjutjärn	405	10	El	709	0,1		
				Fossil	7561	0,6		

<i>Macerator</i>	Gjutjärn	100	10	El	175	0,0
				Fossil	1867	0,2
<i>Fläkt, ventiler, kompressor, skumskärare</i>	Gjutjärn	223	10	El	390	0,0
				Fossil	4163	0,4
<i>Rörledning etc.</i>	Rostfritt stål	250	10	El	3840	0,3
				Fossil	8433	0,7

Tabell B6. Energianvändning för avlopps- och vattenledningar.

Systemkomponenter i avlopps- och vattenledningar	Material	vikt [kg]	Livslängd [år]	Energianvändning		
					$\frac{MJ}{komponent}$	$\frac{MJ}{boende, år}$
<b><u>Kommunalt och Lokalt ARV</u></b>						
Inom fastighet						
<i>V- (inne) PEM 32mm</i>	Polyeten	0,5kg/m	30	El	39	0,5
				Fossil	390	4,6
<i>V- (ute) PEM 32mm</i>	Polyeten	0,5 kg/m	50	El	59	0,4
				Fossil	585	4,2
<i>A- LTA (inne) 40-60 mm</i>	Polyeten	1 kg/m	30	El	79	0,9
				Fossil	779	9,3
<i>A- LTA (ute) 40-60 mm</i>	Polyeten	1 kg/m	50	El	118	0,8
				Fossil	1169	8,4
<i>A- LTA Isolerad låda</i>	Polystyren	1,2 kg/m	50	El	118	0,8
				Fossil	1769	12,6
<i>A- LTA pumpsump</i>	Polyeten	70	30	El	552	6,6
				Fossil	5456	65,0
<i>A-LTA-pump</i>	Gjutjärn	38	10	El	67	2,4
				Fossil	709	25,3
Inom fallstudieområde						
<i>V-PEM 150mm</i>	Polyeten	3 kg/m	50	El	473400	12,2
				Fossil	4676400	120,2
<i>A- LTA 150-160mm</i>	Polyeten	3 kg/m	50	El	473400	12,2
				Fossil	4676400	120,2
<i>A- Isolerad låda LTA</i>	Polystyren	1,2 kg/m	50	El	314400	8,1
				Fossil	2358720	60,6
<b><u>Kommunalt ARV</u></b>						
Huvudledning till pumpstation						
<i>A-LTA 150-160mm</i>	Polyeten	3 kg/m	50	El	165690	1,6
				Fossil	1636740	15,6
<i>V-PEM 150-160mm</i>	Polyeten	3 kg/m	50	El	165690	1,6
				Fossil	1636740	15,6

**Våtkompostsystem**

Avloppsledningar (från toalett till vakuumsystem)

<i>PVC-rör (inne) 110 mm</i>	Polyeten	7,5	30	El	88	1,0
				Fossil	172	2,0
<i>PVC-rör (ute) 35mm</i>	Polyeten	5	50	El	59	0,4
				Fossil	585	4,2

**Sluten tank**

Avloppsledningar (från toalett till slutna tank)

<i>PVC-rör (inne) 110mm</i>	PVC	1,8 kg/m	30	El	62	0,7
				Fossil	1054	12,5
<i>PVC-rör (ute) 110mm</i>	PVC	1,8 kg/m	30	El	87	0,6
				Fossil	1493	10,7

Tabell B7. Energianvändning för systemkomponenter i en borrarad vattenbrunn.

Systemkomponenter i brunn	Material	vikt	Livslängd	Energianvändning		
				[kg]	[år]	$\frac{MJ}{komponent}$
<i>Foderrör 8 m</i>	Rostfritt stål	192	50	El	2949	21,1
				Fossil	6476	46,3
<i>PEM-rör 80 m</i>	Polyeten	40	50	El	316	2,3
				Fossil	3118	22,3
<i>Pump</i>	Rostfritt stål	12	10	El	184	6,6
				Fossil	405	14,5
<i>Hydrofor</i>	Rostfritt stål	35	30	El	538	6,4
				Fossil	1181	14,1
<i>PEM-rör 32 mm (inne)</i>	Polyeten	0,5 kg/m	30	El	39	0,5
				Fossil	390	4,6
<i>PEM-rör 32 mm (från hus till brunn)</i>	Polyeten	0,5 kg/m	50	El	59	0,4
				Fossil	585	4,2

Tabell B8. Energianvändning för systemkomponenter i markbädd, slutna tank och vakuumsystem.

Övriga systemkomponenter	Material	vikt	Livslängd	Energianvändning		
				[kg]	[år]	$\frac{MJ}{komponent}$
<b><u>Markbädd</u></b> <i>Slamavskiljare (2m<sup>2</sup>)</i>	Betong	2516	30	El	190	2,3
				Fossil	1962	23,4
	Stålfibrer	34		El	511	6,1

				Fossil	1123	13,4
	Armering	10		Fossil	219	2,6
<i>Markbädd</i>	Makadam	42750	15	El	477	11,3
				Fossil	383	9,1
	Grus och sand	29700		El	34	0,8
				Fossil	13	0,3
	Geotextil (30 m2)			El	57	1,4
				Fossil	13	0,3
	PVC-rör	36		El	122	2,9
				Fossil	2090	49,8
<i>Fördelningsbrunn</i>	Polyeten	12	30	El	97	1,2
				Fossil	963	11,5
<i>Utloppsbrunn</i>	PVC	24	30	El	82	1,0
				Fossil	1405	16,7
<i>Pump</i>	Stål	10	10	El	148	5,3
				Fossil	324	11,6
	Plast (PVC)	2		El	8	0,3
				Fossil	141	5,0
<b><u>Sluten tank</u></b>						
<i>Tank</i>	Betong	6860	30	El	515	6,1
				Fossil	5310	63,2
	Stålfiber	91		El	1398	16,6
				Fossil	3069	36,5
	Armering	28		Fossil	598	7,1
<b><u>Vakuumsystem</u></b>						
<i>Tank</i>	Polyeten	120	50	El	947	6,8
				Fossil	9353	66,8
<i>Vacuumarator</i>	Stål	7	10	El	277	9,9
				Fossil	607	21,7
	Brons	11		El	74	2,6
				Fossil	291	10,4

## Energianvändning vid anläggning

I Tabell B9 presenteras energianvändningen för grävmaskin, jordpackare och vid ledningsdragning.

Tabell B9. Energianvändning för anläggning med grävmaskin, vältare och jordpackare samt ledningsdragning.

<b>Energianvändning</b>	<b>Värde</b>	<b>Enhet</b>	<b>Referens</b>
<b><u>Anläggning</u></b>			
<i>Grävmaskin</i>	2,78	MJ fossil/m3	(Tillman m.fl., 1996)
<i>Vältare, jordpackning</i>	0,53	MJ fossil/m3	(Tillman m.fl., 1996)

---

**Ledningsdragning**

<i>LTA-ledningar,</i>	0,023	MJ el/m	(Tillman m.fl., 1996)
<i>~1/3 av självfallsgravvolym</i>	1,55	MJ fossil/m	(Tillman m.fl., 1996)

---

Utifrån Tabell B9 samt livslängd och antalet boende som delar på varje systemdel kan energianvändningen vid anläggning beräknas. I Tabell B10 visas specifika parametrar för respektive systemkomponent och beräknad energianvändning.

Tabell B10. Energianvändning vid anläggning för respektive systemdel i de studerade avloppsalternativen.

---

<b>Anläggning</b>	<b>Värde</b>	<b>Enhet</b>	<b>Referens</b>
<b><u>Ledningsläggning</u></b>			
<i>Ledningslängd inom område</i>	20 000	meter	Uppskattning
<i>Ledningslängd utanför område</i>	7 000	meter	Uppskattning
<i>Energianvändning - ledningsdragning</i>	0,01	MJ el/ boende, år	
	0,90	MJ fossil/ boende, år	
<b><u>Lokalt ARV</u></b>			
<i>Anläggningsyta</i>	175	m <sup>2</sup>	(Bengtsson m.fl., 1997)
<i>Energianvändning - grävmaskin</i>	0,02	MJ fossil/ boende, år	
<i>Energianvändning - jordpackare</i>	0	MJ fossil/ boende, år	
<b><u>Våtkompost</u></b>			
<i>Djup på schaktgrop för och efterlager</i>	2	m	(Läckeby Water, 2009)
<i>Djup på schaktgrop (reaktortank, hus)</i>	1	m	(Läckeby Water, 2009)
<i>Anläggningsyta</i>	510	m <sup>2</sup>	(Läckeby Water, 2009)
<i>Energianvändning - grävmaskin</i>	0,11	MJ fossil/ boende, år	
<i>Energianvändning - jordpackare</i>	0,02	MJ fossil/ boende, år	
<b><u>Markbädd</u></b>			
<i>schaktgrop</i>	50	m <sup>3</sup>	(Avloppsguiden, 2009b)
<i>Energianvändning - grävmaskin</i>	3,28	MJ fossil/ boende, år	
<i>Energianvändning - jordpackare</i>	0,62	MJ fossil/ boende, år	
<b><u>Vakuumtank</u></b>			
<i>schaktgrop (antar dubbla tankvolymen)</i>	6	m <sup>3</sup>	Uppskattning
<i>Energianvändning - grävmaskin</i>	0,12	MJ fossil/ boende, år	
<i>Energianvändning - jordpackare</i>	0,02	MJ fossil/ boende, år	

---

<b>Sluten tank</b>			
<i>schacktgrop (antar dubbla tankvolymen)</i>	13	m <sup>3</sup>	Uppskattning
<i>Energianvändning - grävmaskin</i>	1,33	MJ fossil/ boende, år	
<i>Energianvändning - jordpackare</i>	0,25	MJ fossil/ boende, år	

I Tabell B11 redovisas energianvändningen vid drift exklusive transporter för de studerade avloppssystemen.

Tabell B11. Energianvändning vid drift för respektive system.

<b>Drift</b>	<b>Referens</b>		
<b>Kommunalt system</b>			
<i>Vattenverk (Görvälnverket)</i>	1,40	MJ/m <sup>3</sup> vatten	(Johansson, 2009)
<i>Kommunalt ARV (Lindholmen)</i>	333	MJ el/boende, år	(Löfqvist, 2006)
<i>Fällningskemikalie</i>	5	kg/boende, år	(Löfqvist, 2006)
<i>Vattenledning</i>	0,69	MJ el/m <sup>3</sup> vatten	(Wallén, 1999)
<i>Avloppspump för LTA-ledning</i>	180	MJ el/hushåll	(Urban Water, 2009)
<i>Ledningsuppvärmning</i>	14,4	MJ el/m ledning, år	(Urban Water, 2009)
<i>Pumpstation (80 boende delar)</i>	720	MJ el/pumpst., år	Antagande
<i>Ledningstransport inom kommun</i>	48	MJ el/boende, år	(Löfqvist, 2006)
<b>Lokalt ARV</b>			
<i>Dricksvattenpump</i>	10	MJ el/hushåll, år	Uppskattning
<i>SBR-verk</i>	202	MJ el/boende, år	(Helmreich m.fl., 2000)
<i>Fällningskemikalie</i>	7,3	dm <sup>3</sup> /boende, år	
<i>Processande i Kommunalt verk</i>	36,3	MJ el/boende, år	(Löfqvist, 2006)
<i>Avloppspump för LTA-ledning</i>	180	MJ el/hushåll	(Urban Water, 2009)
<i>Ledningsuppvärmning</i>	14,4	MJ el/ m ledning, år	
<b>Våtkompostsystem</b>			
<i>Dricksvattenpump</i>	10	MJ el/hushåll, år	Uppskattning
<i>Vakuumsystem</i>	6,4	MJ el/boende, år	(Eveborn, 2007)
<i>Våtkompostanläggning</i>	28	kWh/ton avfall	(Ehnhage, 2009)
<i>Processande i kommunalt verk</i>	9	Mj el/boende, år	Uppskattning
<b>Sluten tank med markbädd</b>			
<i>Dricksvattenpump</i>	10	MJ el/hushåll, år	Uppskattning
<i>Avloppspump</i>	2,2	MJ el/hushåll, år	(Urban Water, 2009)
<i>Rening av klosett v. i kommunalt verk</i>	333	Mj el/boende, år	Uppskattning
<i>Fällningskemikalie</i>	5	kg/boende, år	(Löfqvist, 2006)



---

**Markbädd med fosforfälla**

<i>Dricksvattenpump</i>	10	MJ el/hushåll, år	Uppskattning
<i>Avloppspump</i>	2,2	MJ el/hushåll, år	(Urban Water, 2009)
<i>Rening av BDT-slam i kommunalt verk</i>	9	Mj el/boende, år	Uppskattning
<i>Filtermaterial (Filtra-P)</i>	200	kg/boende, år	(Urban Water, 2009)

---

**Användning av avloppsrestprodukter**

Tabell B12 anger de energivinster som användandet av avloppsrestprodukter kan ge upphov till.

Tabell B12. Energivinst för biogas-, fjärrvärme- samt handelsgödselproduktion.

---

	Värde	Enhet	Referens
<b>Biogasproduktion</b>			
<i>Potentiell energiproduktion</i>	180	MJ el/boende, år	(Löfqvist, 2006)
<i>Driftsenergi för att rena biogasen till fordonsgas</i>	- 10,6	MJ el/boende, år	(Löfqvist, 2006)
<b>Fjärrvärmeproduktion</b>			
<i>Fjärrvärme vid matavfallsförbränning</i>	9360	MJ värme/ ton avfall	(Wettersvik, 2009)
<i>Fj.värme omvandlat till el, kvalitet 0,21</i>	1966	MJ el/ton avfall	
<b>Handelsgödsel</b>			
<i>Kvävegödsel</i>	0,47	MJ el/kg gödsel	(Davis & Haglund, 1999)
	13,43	MJ fossil/ kg gödsel	(Davis & Haglund, 1999)
<i>Andel rent kväve i kvävegödsel</i>	28	%	(Davis & Haglund, 1999)
<i>Fosforgödsel</i>	1,76	MJ el/kg gödsel	(Davis & Haglund, 1999)
	4,65	MJ fossil/ kg gödsel	(Davis & Haglund, 1999)
<i>Andel rent fosfor i fosforgödsel</i>	20	%	(Davis & Haglund, 1999)

---

Det är endast för det kommunala alternativet som allt avloppsslam antas kunna producera biogas. När slam från lokalt reningsverk processas i det kommunala verket är energiinnehållet i slammet något förminskat på grund av lagring och transportförluster. Därför görs uppskattningen att endast 80 % av energiproduktionen för biogas kan utvinnas för detta alternativ.

Genom ekvation B11 beräknas energivinsten för minskad handelsgödselproduktion.

$$Energivinst_{el,fossil} = \frac{\text{mängd återförd växtillg.näring} \cdot \text{energianv.ändring}_{\text{handelsg.ödsel}}}{\text{andel näringsämne i handelsg.ödsel}} \quad (\text{B11})$$

Energivinsten för respektive avloppssystem finns angivet i Tabell B13. För fjärrvärmevinsten är det antaget att 70 kg matavfall per boende och år förbränns.

**Tabell B13. Energivinst för biogasproduktion, fjärrvärmeproduktion samt minskat behov av handelsgödsel för respektive avloppssystem.**

<b>Avloppssystem</b>	<b>Biogasproduktion</b>	<b>Fjärrvärmeproduktion</b>	<b>Handelsgödsel</b>	
	<i>MJ el</i> <i>boende, år</i>	<i>MJ el</i> <i>boende, år</i>	<i>MJ el</i> <i>boende, år</i>	<i>MJ fossil</i> <i>boende, år</i>
<i>Kommunalt ARV</i>	169	137	1	4
<i>Lokalt reningsverk</i>	136	137	1	3
<i>Våtkompost</i>	*		5	70
<i>Sluten tank m. markbädd</i>	136	137	1	4
<i>Markbädd m. fosforfälla</i>	*	137	1	1

## Bilaga 3. Transport av avloppsmaterial samt spridning av gödsel på åkermark.

### Transport av avloppsmaterial

I systemen med sluten tank och markbädd kan energianvändningen vid transport av material vara en betydande andel av totala energianvändningen. Detta eftersom dessa system kräver att tankar och slamavskiljare töms regelbundet, samt att markbäddssand och fosforfilter byts ut med vissa intervall. Även för systemen med lokalt och kommunalt reningsverk sker fordonstransporter, då främst av avloppsslam mellan reningsverk och jordbruk eller jordtillverkning samt deponi.

I denna studie antas det att allt flytande material som klosettvattnen, slam från slamavskiljaren slam från reningsverken transporteras med slambil medan övriga transporter sker med lastbil. Insamling av klosettvattnen från slutna tankar samt slamavskiljare kräver en viss logistik eftersom slambilarna hämtar avfall från flera hushåll under samma körrunda.

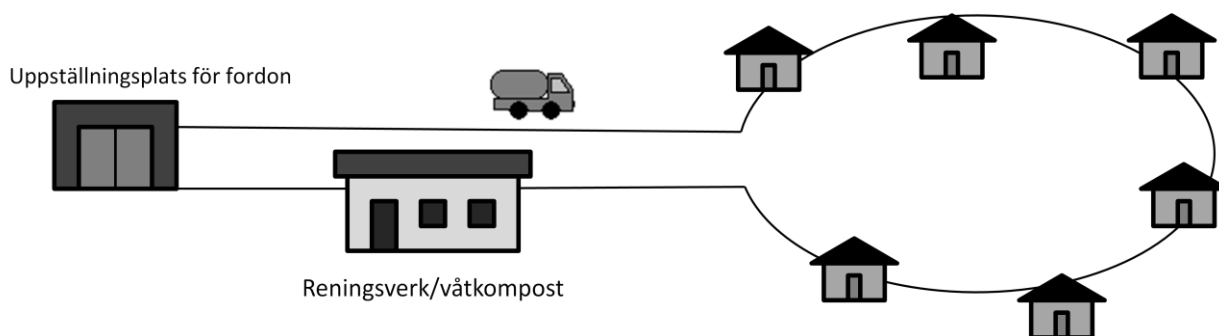
Utifrån bränsleförbrukningen för en slambil kan energianvändningen beräknas vilka baseras på att diesel har en densitet på 840 kg/m<sup>3</sup> och ett energiinnehåll på 43,2 MJ/kg.

Bränsleförbrukningen för slambil av den typen som används i Norrtälje redovisas i Tabell B14.

Tabell B14. Dieselförbrukning för olika typer av transportfordon för avfallshantering (Torstensson, 2009)

Fordon		Värde	Enhet
Slambil	Lastvikt	40	m <sup>3</sup>
		Tomgång	4
		2,4	MJ/min
	Olastad	0,42	l/km
		15,2	MJ/km
	Fullastad	0,56	l/km
		20,3	MJ/km
	Medel	0,49	l/km
		17,8	MJ/km

För slambilen har hela transportkedjan studerat från att fordonet lämnar uppställningsplatsen tills att den körs tillbaka efter avslutad insamlingsrunda och tömning vid reningsverk. Figur B1 visar den körrunda för slambil som antas i denna studie.



Figur B1. Körrunda för hämtning av flytande material med slambil.

Beroende på volymen av det material som ska hämtas varierar parametrarna som påverkar energianvändningen vid transport vilket kan ses i Tabell B15.

Tabell B15. Körlogistik för hämtning av avfall med slambil.

Systemkomponent	Värde	Enhet	referens
<b>Vakuumsystem</b>			
<i>Tankvolym</i>	3	m <sup>3</sup>	
<i>Tömning av tank</i>	20	min/hushåll	Uppskattning utifrån Torstensson (2009)
<i>Tömning av slambil</i>	10	min/körrunda	
<i>Tömningar av tank per år</i>	1	gång/år	
<i>Antal hushåll per körrunda</i>	13	st	Beräknat utifrån lastvikt och tankvolym
<i>Antal körrundor per år i område</i>	21	st	Beräknat utifrån antal hushåll
<b>Sluten tank</b>			
<i>Tankvolym</i>	6,7	m <sup>3</sup>	
<i>Tömning av tank</i>	30	min/hushåll	Uppskattning utifrån Torstensson (2009)
<i>Tömning av slambil</i>	10	min/körrunda	
<i>Tömningar av tank per år</i>	1	gång/år	
<i>Antal hushåll per körrunda</i>	6	st	Beräknat utifrån lastvikt och tankvolym
<i>Antal körrundor per år i område</i>	47	st	Beräknat utifrån antal hushåll
<b>Slamavskiljare</b>			
<i>Volym slamavskiljare</i>	2	m <sup>3</sup>	
<i>Tömning av slamavsk.</i>	15	min/hushåll	Uppskattning utifrån Torstensson (2009)
<i>Tömning av slambil</i>	10	min/körrunda	
<i>Tömningar av slamavsk. per år</i>	1	gång/år	
<i>Antal hushåll per körrunda</i>	20	st	Beräknat utifrån lastvikt och slamvolym
<i>Antal körrundor per år i område</i>	14	st	Beräknat utifrån antal hushåll

För att beräkna energianvändningen för transporter har transportavstånden mellan olika platser som ingår i studien uppmätts. Tabell B16 visar de transportavstånd som rör fallstudieområdet.

**Tabell B16.** Transportavstånd som rör avfallshanteringen för fallstudieområdet.

<b>Transportsträcka</b>	<b>Avstånd</b>	<b>Referens</b>
<i>Uppställningsplats av slambil → insamlingsområde</i>	30 km	Uppskattning
<i>Sammanlagt avstånd inom område</i>	20 km	(Eniro, 2009)
<i>Medelavstånd mellan fastigheter</i>	0,5 km	Uppskattning
<i>Område → jordbruk</i>	50 km	Uppskattning
<i>Område → jordtillverkning/deponi</i>	30 km	(Eniro, 2009)
<i>Område → C-ARV (Lindholmen)</i>	23 km	(Eniro, 2009)
<i>Område → våtkompost</i>	5 km	Uppskattning
<i>Lokalt ARV → C-ARV (Lindholmen)</i>	23 km	(Eniro, 2009)
<i>C-ARV (Lindholmen) → jordbruk</i>	50 km	Uppskattning
<i>C-ARV (Lindholmen) → jordtillverkning/deponi</i>	20 km	(Eniro, 2009)
<i>Våtkompost → jordbruk</i>	1 km	Uppskattning
<i>Matproducent (Grisslehamn) → våtkompost</i>	66 km	(Eniro, 2009)
<i>Matproducent (Grisslehamn) → förbränningsanläggning</i>	82 km	(Eniro, 2009)

Somliga av de transportavstånd som presenteras i Tabell 38 är baserade på uppskattningar eftersom exakt information om avstånden inte finns tillgängligt eller kan variera mycket. Avståndet från kommunalt reningsverk till jordbruk kan variera mycket eftersom slammet bara kan spridas på jordbruksmark i Norrtälje under vissa tider på året. Detta på grund av känsliga jordbruksmarker. Andra tider på året transporteras avloppsslam till andra kommuner för spridning vilket gör transportavstånden mycket längre.

För att beräkna energianvändningen vid transporter mellan fastigheter och reningsverk har ekvationerna B12 till B17 använts.

$$E_{till/från\ område} = (l_{till/från\ område} \cdot e_{olastad} \cdot 2 \cdot x_{körrundor\ /år}) \quad (B12)$$

$E_{till/från\ område}$  = energianvändning för transport till och från hämtningsområdet.

$l_{till/från\ område}$  = transportavstånd till och från hämtningsområdet.

$e_{olastad}$  = energianvändningen för olastad slambil.

$x_{körrundor\ /år}$  = antal körrundor per år.

$$E_{område} = (l_{medelavstånd} \cdot e_{medel} \cdot (x_{hus\ per\ körrunda} - 1) \cdot x_{körrundor\ /år}) \quad (B13)$$

$E_{område}$  = energianvändning för transport inom hämtningsområdet.

$e_{medel}$  = medelavstånden mellan hushållen.

$x_{hus\ per\ körrunda}$  = antal hushåll per körrunda.

$$E_{t.hus} = (e_{tomgång} \cdot x_{hus\ per\ körrunda} \cdot t_{tömning\ hus} \cdot x_{körrundor\ /år}) \quad (B14)$$

$E_{t.hus}$  = energianvändningen för tömning av tankar/slamavskiljare.

$t_{tömning\ hus}$  = tiden det tar att tömma varje tank eller slamavskiljare.

$$E_{till\ ARV/v\atkompost} = (e_{fullastad} \cdot l_{v\atkompost /ARV} \cdot x_{k\ddot{or}rundor /\ddot{a}r}) \quad (B15)$$

$E_{till\ ARV/v\atkompost}$  = energianvändning för transport till ARV/våtkompost.

$e_{fullastad}$  = energianvändning för fullastad slambil.

$l_{v\atkompost /ARV}$  = transportavståndet till ARV eller våtkompost.

$$E_{t.fordon} = (e_{tomg\ \ddot{a}ng} \cdot t_{t\ddot{o}mning\ fordon} \cdot x_{k\ddot{or}rundor /\ddot{a}r}) \quad (B16)$$

$E_{t.fordon}$  = energianvändningen för tömning av slambilen vid ARV/våtkompost.

$t_{t\ddot{o}mning\ fordon}$  = tiden det tar att tömma slambilen.

Ekvationerna B12 till B16 summeras för att beräkna den totala energianvändningen för varje boende och ar, ekvation B17.

$$Total\ energianv\ddot{a}ndning = \frac{(E_{till\ /fr\ \ddot{a}n\ omr\ \ddot{a}de} + E_{omr\ \ddot{a}de} + E_{t.\ hus} + E_{till\ ARV\ /v\atkompost} + E_{t.\ fordon})}{x_{personer\ per\ hush\ddot{a}ll} \cdot x_{hush\ddot{a}ll\ i\ omr\ \ddot{a}de}} \quad (B17)$$

$x_{personer\ per\ hush\ddot{a}ll}$  = antal personer per hushåll.

$x_{hush\ddot{a}ll\ i\ omr\ \ddot{a}de}$  = antal hushåll i hela insamlingsområdet.

Utifrån ekvation B17 kan energianvändningen för de olika materialen beräknas och resultaten visas i Tabell B17.

**Tabell B17. Energinvandning vid transport med slambil av avfall från fallstudieområdet.**

<b>Transportsträcka</b>	<b>Vakuumsystem</b> [MJ/boende, ar]	<b>Sluten tank</b> [MJ/boende, ar]	<b>Slamavskiljare</b> [MJ/boende, ar]
<i>Transport till/ från område</i>	24,6	55,1	16,4
<i>Transport inom område</i>	2,9	2,7	3,0
<i>Tömning av tank/slamavskiljare</i>	16,8	26,1	13,0
<i>Transport till C-ARV/våtkompost</i>	2,7	28,2	8,4
<i>Tömning av slambil</i>	0,7	1,5	0,4
<b>Total energianvändning</b>	<b>47,7</b>	<b>113,5</b>	<b>41,2</b>

För övriga avfallsmaterial som markbäddssand, filtermaterial och slam antas att transporten sker med vanlig lastbil och inhämtningen sker inte genom en insamlingsrunda. Detta beror på att dessa material sällan byts ut (markbäddssand och filtermaterial) och transporten antas vara en så kallad A till B transport. Enligt Baumann & Tillmann (2004) ar bränsleförbrukningen för en lastbil vid landsvägskörning 0,70 MJ fossilt bränsle per ton avfall och kilometer. Från detta värde, transportavstandena i Tabell B16 och mängden avfall har energianvändningen beräknats. Resultaten för energianvändningen visas i Tabell B18. Beroende på vart materialet transporterats kommer energianvändningen att variera.

Tabell B18. Energianvändning vid transport med lastbil av avfall från fallstudieområdet.

	Markbäddssand	Fosforfilter	L-ARV-slam	C-ARV slam
Mängd [kg/år]	2440	100	87,6	500
<b>Energianvändning [MJ/boende, år]</b>				
Till C-ARV	*	*	8	*
Allt avloppsmaterial till jordbruk	*	2	*	3
Allt avlopps material till deponi/ jordtillverkning	51	1	*	1

\* Ingen transport av material sker

### Spridning av avloppsslam och våtkompost på åkermark.

För att beräkna energianvändningen för gödselspridning antas det att gödsel först lastas i en gödselspridare på gården. Detta sker med en viss påfyllningshastighet. Efter lastningen transporteras gödselmedlet med gödselspridaren från gården till åkern där spridningen ska äga rum. Energianvändningen för spridning av avloppsslam och våtkompost på åker har beräknats utifrån Tabell B19.

Tabell B19. Specifikationer för flyt- och fastgödselspridare vid spridning av våtkompost och avloppsslam på åkermark (Erlandsson, 2007).

	Våtkompostspridning	Fastgödselspridning	Enhet
Lastning	0,16	164	MJ/h
Hastighet	0,2	0,6	m <sup>3</sup> /min
Volym för gödselspridare	15	7,5	m <sup>3</sup>
Transport	435	276	MJ/h
Hastighet	10	10	km/h
Avstånd till åker (tur och retur)	1	1	km
Spridning	130	190	MJ/ha

För att beräkna energianvändningen för varje boende och år för lastning och transport behövs data över mängden avfall som produceras från varje person. Från det kommunala reningsverket bildas det uppskattningsvis 87,6 kg slam per boende och år. För våtkompostsystemet är avfallsmängden ca 1031 kg per boende och år om även 70 kg matavfall medräknas. För att underlätta beräkningarna har det antagits att densiteten för både våtkompost samt avloppsslam är 1 ton/m<sup>3</sup>.

För att beräkna energianvändningen vid gödselspridning görs antagandet att gödslingen sker upp till den maximala givan. Vid gödsling med våtkompost är det fosfor som begränsar givan med 22 kg/ha och år medan för ARV-slam är det kadmiumgränsvärdet på 0,75 mg/ha och år som begränsar.

Genom ekvation B18 kan den areal åkermark som avloppsavfall från en boende under ett år räcker att gödsla med beräknas.

$$\text{Antal ha} = \frac{\text{mängd ämne i gödsel}}{\text{gr änsvärde}} \quad (\text{B18})$$

För slam från kommunala reningsverket blir antalet hektar per boende och år:

$$\text{Antal ha} = \frac{\left[ \frac{\text{mg Cd}}{\text{boende, år}} \right]}{\left[ \frac{\text{mg Cd}}{\text{ha, år}} \right]} = \frac{9,29}{750} = 0,0124 \text{ ha}$$

För våtkompost blir antalet hektar per boende och år:

$$\text{Antal ha} = \frac{\left[ \frac{\text{kg P}}{\text{boende, år}} \right]}{\left[ \frac{\text{kg P}}{\text{ha, år}} \right]} = \frac{0,27}{22} = 0,0123 \text{ ha}$$

Genom mängden avfall som ska spridas på åker, värden i tabell B19 och antalet hektar som spridningen sker på kan energianvändningen för gödselspridning beräknas. Resultaten från dessa beräkningar presenteras i tabell B20.

**Tabell B20. Energianvändning vid lastning, transport och spridning av ARV-slam och våtkompost.**

	<b>Våtkompostspridning</b>	<b>Slamspridning</b>
	[MJ/boende, år]	[MJ/boende, år]
<b>Lastning</b>	0,014	0,4
<b>Transport</b>	2,99	0,32
<b>Spridning</b>	1,54	2,35
<b>Totalt</b>	4,54	3,07



## Bilaga 4. Kostnadsanalysens indata och beräkningar.

Tabell B21 till B24 visar indata och beräknade kostnader för alla studerade avloppssystem. Kostnaden är indelad i dricksvattenproduktion, avloppsrening samt ledningsdragning. För att beräkna årskostnaden för varje boende används annuitet, vilket innebär att årsbeloppet blir densamma tills att systemen är avbetalade eftersom amorteringsdelen ökar när räntesatsen blir lägre. Kalkylräntan är satt till 4 % vilket är en rimlig ränta för kommuner och myndigheter. Det antas att återbetalningstiden är densamma som systemens livslängd. För att beräkna annuitetsfaktorn används ekvation B19. Med denna kan sedan kapitalkostnaden beräknas genom ekvation B20.

$$\text{Annuitetsfaktor} = \frac{\text{kalkylränta} \cdot (1 + \text{kalkylränta})^{\text{livslängd}}}{(1 + \text{kalkylränta})^{\text{livslängd}} - 1} \quad (\text{B19})$$

$$\text{Kapitalkostnad} = \text{annuitetsfaktor} \cdot \text{investering} \quad (\text{B20})$$

Tabell B21. Kostnader för ett kommunalt avloppssystem med tryckledningar, ingen nybyggnation av reningsverk.

	Värde	Enhet	Referens
<b>Dricksvattenproduktion - Görvälnverket</b>			
<u>Kapitalkostnad</u> -	195	kr/boende, år	(Pettersson, 2009)
<u>Drift och underhåll</u>	245	kr/boende, år	(Pettersson, 2009)
<b>Avloppsrening - Lindholmens ARV</b>			
<u>Kapitalkostnad</u>	293	kr/boende, år	(Pettersson, 2009)
<u>Drift och underhåll</u>	176	kr/boende, år	(Pettersson, 2009)
<b>Vatten och avloppsledningssystem</b>			
<u>Kapitalkostnad</u>			
<i>befintligt nät</i>	93	kr/boende, år	(Urban Water, 2009)
<b>Investering – utanför fallstudieområde</b>			
<i>Norrvattenledning</i>	535 000 000	kr	(Pettersson, 2009)
<i>Antal boende som delar</i>	50 000	boende	(Pettersson, 2009)
<i>Livslängd</i>	50	år	
<i>Annuitetsfaktor</i>	0,047		
<i>Investering</i>	10 700	kr/boende	
<i>Kapitalkostnad</i>	498	kr/boende, år	
<i>VA huvudledning</i>	8 000	kr	(Urban Water, 2009)
<i>Antal meter huvudledning</i>	7 000	meter	(eniro, 2009)
<i>Antal boende som delar</i>	2 100	boende	Antagande
<i>Livslängd</i>	50	år	
<i>Annuitetsfaktor</i>	0,047		
<i>Investering</i>	26 667	kr/boende	
<i>Kapitalkostnad</i>	1 241	kr/boende, år	

<u>Investering –inom fallstudieområde</u>			
<i>LTA ledning</i>	3 000	kr	(Urban Water, 2009)
<i>Antal meter ledning</i>	20 000	meter	(eniro, 2009)
<i>Antal boende som delar</i>	778	boende	Antagande
<i>Livslängd</i>	50	år	
<i>Annuïtet</i>	0,047		
<i>Investering</i>	77 120	kr/boende	
<i>Kapitalkostnad</i>	3 588	kr/boende, år	
<u>Investering – inom fastighet</u>			
<i>Ledningsläggning</i>	10 000	kr/fastighet	(Urban Water, 2009)
<i>Sprängning</i>	bortses		Kan variera mellan 0-50 000kr
<i>Antal som delar</i>	2,8	boende	
<i>Livslängd</i>	50	år	
<i>Annuïtetsfaktor</i>	0,047		
<i>Summa investering</i>	3571	kr/boende	
<i>Kapitalkostnad</i>	166	kr/boende, år	
<u>Investering - drickvattenledningar</u>			
<i>Beräknas kosta 50 % av totala kapitalkostnaden för avloppsledningarna</i>			Antagande
<u>Drift och underhåll</u>			
<i>Befintligt nät inom kommunen</i>	273	kr/boende, år	(Urban Water, 2009)
<i>Lokalt nät inom fallstudieområdet</i>	260	kr/boende, år	(Urban Water, 2009)
<i>Ledningar inom fastighet</i>	bortses		bortses
<b>Övriga kostnader</b>			
<i>Administration VA-verksamhet</i>	64	kr/boende, år	(Urban Water, 2009)

Tabell B22. Kostnader för ett lokalt SBR-verk med tryckledningar dimensionerat för 1000 personer.

	Värde	Enhet	Referens
<b>Dricksvattenproduktion - brunn</b>			
<u>Investering – på fastigheten</u>			
<i>Brunnsborrning</i>	60 000	kr/fastighet	(Urban Water, 2009)
<i>Antal boende som delar</i>	2,8	boende	
<i>Livslängd</i>	50	år	
<i>Annuïtetsfaktor</i>	0,047		
<i>Investering</i>	21429	kr/boende	
<i>Kapitalkostnad</i>	998	kr/boende, år	
<u>Drift och underhåll</u>	357	kr/boende, år	

---

**Avloppsrening – SBR-verk****Investering - inom fallstudieområdet**

<i>SBR-verk</i>	7 780 000	kr/område	(Urban Water, 2009)
<i>Efterpolering</i>	1 945 000	kr/område	25 % av kostnad för verket
<i>Antal boende som delar</i>	778	boende	
<i>Livslängd</i>	30	år	
<i>Annuitetsfaktor</i>	0,058		
<i>Investering</i>	12 500	kr/boende	
<i>Kapitalkostnad</i>	723	kr/boende, år	

Drift och underhåll 600 kr/boende, år (Urban Water, 2009)

**Vatten och avloppsledningssystem****Investering –inom fallstudieområde**

<i>LTA ledning</i>	3 000	kr	(Urban Water, 2009)
<i>Antal meter ledning</i>	20 000	meter	(enirol, 2009)
<i>Antal boende som delar</i>	778	boende	Antagande
<i>Livslängd</i>	50	år	
<i>Annuitet</i>	0,047		
<i>Investering</i>	77 120	kr/boende	
<i>Kapitalkostnad</i>	3 588	kr/boende, år	

**Investering – inom fastighet**

<i>Ledningsläggning</i>	10 000	Kr/fastighet	(Urban Water, 2009)
<i>Sprängning</i>	bortses		Kan variera mellan 0-50 000kr
<i>Antal som delar</i>	2,8	boende	
<i>Livslängd</i>	50	år	
<i>Annuitetsfaktor</i>	0,047		
<i>Summa investering</i>	3571	kr/boende	
<i>Kapitalkostnad</i>	166	kr/boende, år	

*Lokalt nät inom fallstudieområdet* 260 kr/boende, år (Urban Water, 2009)  
*Ledingar inom fastighet* bortses

---

Tabell B23. Kostnader för ett våtkompostsystem med en våtkompostanläggning dimensionerad för 1000-1400 boende.

---

	<b>Värde</b>	<b>Enhet</b>	<b>Referens</b>
<b>Dricksvattenproduktion - brunn</b>			
<b>Investering – på fastigheten</b>			
<i>Brunnsborrning</i>	60 000	kr/fastighet	(Urban Water, 2009)
<i>Antal boende som delar</i>	2,8	boende	
<i>Livslängd</i>	50	år	
<i>Annuitetsfaktor</i>	0,047		
<i>Investering</i>	21429	kr/boende	
<i>Kapitalkostnad</i>	998	kr/boende, år	
<u>Drift och underhåll</u>	357	kr/boende, år	

---

---

**Avloppsrening – Våtkompost, markbädd****Investering inom fallstudieområdet**

<i>Våtkompost</i>	4 653 000	kr/område	(Pettersson, 2009)
<i>Antal boende som delar</i>	778	boende	
<i>Livslängd</i>	30	år	
<i>Annuitetsfaktor</i>	0,058		
<i>Investering</i>	5 978	kr/boende	
<i>Kapitalkostnad</i>	346	kr/boende, år	

**Investering inom fastigheten –markbädd, sl. tank**

<i>Tillstånd, provtagning, ritningar etc.</i>	18 600	kr/fastighet	(Pettersson, 2009)
<i>Entreprenad - markbädd</i>	80 000	kr/fastighet	60-200 tkr (Urban Water, 2009)
<i>Vakuumsystem m slutna tank</i>	31 000	kr/fastighet	(lawebb, 2009)
<i>Antal boende som delar</i>	2,8	boende	
<i>Livslängd</i>	20	år	
<i>Annuitetsfaktor</i>	0,074		
<i>Investering</i>	46 286	kr/boende	
<i>Kapitalkostnad</i>	3 406	kr/boende, år	

**Drift och underhåll –våtkompost**

<i>Våtkompostanläggning inkl. spridning</i>	565 000	kr/område, år	(Eveborn m.fl., 2007a)
<i>Summadrift och underhåll</i>	726	kr/boende, år	

**Drift och underhåll –markbädd, sl. tank**

<i>Tömning av slutna tank</i>	1 400	kr/fastighet, år	(Norrtälje kommun, 2009c)
<i>Tömning av slamavskiljare</i>	1 400	kr/fastighet, år	(Norrtälje kommun, 2009c)
<i>Provtagning</i>	1 038	kr/fastighet, år	(Norrtälje kommun, 2009c)
<i>Tillsyn miljökontor</i>	573	kr/fastighet, år	(Norrtälje kommun, 2009c)
<i>Summa drift och underhåll</i>	1 575	kr/boende, år	

**Vatten och avloppsledningssystem****Investering – inom fastighet**

<i>Ledningsläggning</i>	10 000	kr/fastighet	Antagande utifrån vattenbrunn
<i>Sprängning</i>	bortses		Kan variera mellan 0-50 000kr
<i>Antal som delar</i>	2,8	boende	
<i>Livslängd</i>	50	år	
<i>Annuitetsfaktor</i>	0,047		
<i>Summa investering</i>	3571	kr/boende	
<i>Kapitalkostnad</i>	166	kr/boende, år	

---

**Tabell B24. Kostnader för ett nyanlagt enskilt avloppssystem bestående av slutna tank med markbädd samt markbädd med fosforfälla.**

---

	<b>Värde</b>	<b>Enhet</b>	<b>Referens</b>
<b>Dricksvattenproduktion - brunn</b>			
<b>Investering – på fastigheten</b>			
<i>Brunnsborrning</i>	60 000	kr/fastighet	(Urban Water, 2009)
<i>Antal boende som delar</i>	2,8	boende	
<i>Livslängd</i>	50	år	
<i>Annuitetsfaktor</i>	0,047		

---

<i>Investering</i>	21429	kr/boende	
<i>Kapitalkostnad</i>	998	kr/boende, år	
<u>Drift och underhåll</u>	357	kr/boende, år	
<b>Avloppsrening –sluten tank, markbädd</b>			
<u>Investering inom fastigheten –markbädd, sl. tank</u>			
<i>Tillstånd, provtagning, ritningar etc.</i>	18 600	kr/fastighet	Norrtälje taxa samt antagande
<i>Entreprenad-markbädd</i>	100 000	kr/fastighet	Allt mellan 60-200 000 kr
<i>Antal boende som delar</i>	2,8	Boende	
<i>Livslängd</i>	20	år	
<i>Annuitetsfaktor</i>	0,074		
<i>Investering</i>	42 357	kr/boende	
<i>Kapitalkostnad</i>	3 117	kr/boende, år	
<u>Drift och underhåll –markbädd, sl. tank</u>			
<i>Tömning av sluten tank</i>	2 100	kr/fastighet, år	(Norrtälje kommun, 2009c)
<i>Tömning av slamavskiljare</i>	1 400	kr/fastighet, år	(Norrtälje kommun, 2009c)
<i>Provtagning</i>	1 038	kr/fastighet, år	(Norrtälje kommun, 2009c)
<i>Tillsyn miljökontor</i>	573	kr/fastighet, år	(Norrtälje kommun, 2009c)
<i>Summa drift och underhåll</i>	1825	kr/boende, år	
<b>Avloppsrening –markbädd, fosforfälla</b>			
<u>Investering inom fastigheten –markbädd, sl. tank</u>			
<i>Tillstånd, provtagning, ritningar etc.</i>	18 600	kr/fastighet	Norrtälje taxa samt antagande
<i>Entreprenad-markbädd</i>	90 000	kr/fastighet	Allt mellan 60-200 000 kr
<i>Antal boende som delar</i>	2,8	boende	
<i>Livslängd</i>	20	år	
<i>Annuitetsfaktor</i>	0,074		
<i>Investering</i>	38 786	kr/boende	
<i>Kapitalkostnad</i>	2 870	kr/boende, år	
<u>Drift och underhåll –markbädd, sl. tank</u>			
<i>Tömning av slamavskiljare</i>	1 400	kr/fastighet, år	(Norrtälje kommun, 2009c)
<i>Byte/hämtning av fosforfilter</i>	3 500	kr/fastighet, år	
<i>Provtagning</i>	1 038	kr/fastighet, år	(Norrtälje kommun, 2009c)
<i>Tillsyn miljökontor</i>	573	kr/fastighet, år	(Norrtälje kommun, 2009c)
<i>Summa drift och underhåll</i>	2 325	kr/boende, år	
<b>Vatten och avloppsledningssystem</b>			
<u>Investering – inom fastighet</u>			
<i>Ledningsläggning</i>	10 000	kr/fastighet	Antagande utifrån vattenbrunn
<i>Sprängning</i>	bortses		Kan variera mellan 0-50 000kr
<i>Antal som delar</i>	2,8	boende	
<i>Livslängd</i>	50	år	
<i>Annuitetsfaktor</i>	0,047		
<i>Summa investering</i>	3571	kr/boende	
<i>Kapitalkostnad</i>	166	kr/boende, år	

