



Sveriges lantbruksuniversitet  
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för energi och teknik

# System för återföring av fosfor i källsorterade fraktion av urin, fekalier, matavfall och i liknande rötat samhälls- och lantbruksavfall

Systems for recycling phosphorus in the source separated fractions urine, faeces, food waste and similar anaerobically digested urban and agricultural waste

*Håkan Jönsson*

*Åke Nordberg*

*Björn Vinnerås*

**Rapport 061**  
**ISSN 1654-9406**  
**Uppsala 2013**

SLU, Sveriges lantbruksuniversitet  
SUAS, Swedish University of Agricultural Sciences  
Institutionen för energi och teknik  
Department of Energy and technology

**Svensk titel:** System för återföring av fosfor i källsorterade fraktioner av urin, fekalier, matavfall och i liknande rötat samhälls- och lantbruksavfall

**Engelsk titel:** Systems for recycling phosphorus in the source separated fractions urine, faeces, food waste and similar anaerobically digested urban and agricultural waste

**Författare:** Håkan Jönsson, Åke Nordberg och Björn Vinnerås

**Seriens namn:** Rapport  
ISSN 1654-9406

Uppsala 2013

**Nyckelord:** Fosfor, kväve, källsortering, urin, fekalier, matavfall, gödsel, näringsutnyttjande phosphorus, nitrogen, source separation, urine, faeces, food waste, manure, recycling

## **Abstract**

This report evaluates different systems for recycling of phosphorus from source-separated fractions of urine, faeces and food waste, and technology to redistribute phosphorus from livestock farms with phosphorus surpluses to farms with phosphorus deficit. The project was funded by the Environmental Protection Agency within its mission on sustainable recycling of phosphorus. The report highlights the impact of these systems on the Swedish environmental targets “Non-toxic environment” and “Good built environment” and to some extent their impact on climate and use of energy.

Most of the phosphorus in the manure and digestion residue may be separated into a solid fraction weighing only about 10% of the original weight of the material. This simplifies transport of phosphorus from farms with surplus to farms with deficits. By effective support to this technology, the distribution of phosphorus within agriculture can rapidly be improved.

Systems where the toilet wastewater is collected separately, sanitized and recycled as fertilizer, i.e. source separation of blackwater, can significantly improve the recycling of plant nutrients from wastewater and at the same time provide several other environmental advantages. Cadmium-phosphorus ratio in source separated blackwater water is 11-13 mg of cadmium per kg of phosphorus, which is lower than in manure. Introduction of blackwater systems significantly reduces the spreading of human pathogens and antibiotic resistant bacteria to the environment. The system also reduces emissions of hormones and pharmaceutical residues as well as of nutrients to water. Introduction of blackwater systems would reduce overall greenhouse gas emissions and use of energy and also provide good opportunities for co-treatment with food waste. The system is suitable in urban and rural areas. There are already about 122 000 on-site installations with closed collection tanks for blackwater in Sweden and the blackwater from these can quickly be recycled.

Source separated urine has a low cadmium-phosphorus ratio. It is only 0.3 to 2 mg of cadmium per kg of phosphorus. Urine separation provides advantages in the form of a large reduction of hormones, pharmaceutical residues and nutrient emissions to water, especially during occasions with overflow. Urine separation decreases greenhouse gas emissions and energy consumption, but not as much as blackwater systems. However, the risk of spreading of human pathogens is barely affected at all and with food waste is unlikely.

Source separated food waste from households has a higher cadmium-phosphorus ratio (about 37 mg of cadmium per kg phosphorus) than the source separated fractions urine and blackwater, but food waste from other sources, such as from shops and trade, is probably cleaner. The amount of phosphorus that is returned with digested food waste is already as large as it would be if the blackwater from all existing closed collection tanks were recycled to agriculture, and the rate of expansion is high. There are great opportunities for synergies with blackwater systems by co-handling and co-treatment.

Fertilizers from source-separated products are judged to have good acceptance. In order to increase the recycling of source separated wastewater nutrients organizational improvements are needed, and so are information, education on recycling system and an environmental quality goal that includes nitrogen.

## Sammanfattade slutsatser

Rapporten behandlar system för återföring av fosfor från källsorterade fraktioner av urin, fekalier och matavfall, samt teknik för att omfördela fosfor från djurgårdar med fosforöverskott till gårdar med underskott. Arbetet har finansierats av Naturvårdsverket inom regeringsuppdraget M2012/317/Ke *Uppdrag om hållbar återföring av fosfor*. Rapporten belyser effekter på Giftfri miljö och God bebyggd miljö och i viss mån klimatpåverkan och energianvändning.

Större delen av fosfor i gödsel och rötrest kan med befintlig teknik (centrifug eller skruvpress) separeras ut i en fast fraktion vars vikt endast är ca 10 % av det ursprungliga materialets. Detta underlättar transport av fosfor från gårdar med överskott till gårdar med brist. Genom effektivt stöd till införandet av denna teknik bör fördelningen av fosfor i jordbruket snabbt kunna förbättras.

Klosettavlopp-(KL-)sortering, d.v.s. att toalettavlopp samlas separat, hygieniseras och återförs som gödsel, kan väsentligt förbättra återföringen av växtnäring från avlopp och ger samtidigt flera andra miljöfördelar. Kadmium-fosforkvoten i källsorterat KL-vatten är 11-13 mg kadmium per kg fosfor, vilket är lägre än i naturgödsel. Införande av KL-system ger en kraftig reduktion av spridningen av humanpatogener och antibiotikaresistenta bakterier till miljön. Systemet minskar också utsläpp av hormoner och läkemedelsrester liksom av övergödande ämnen till vatten, speciellt vid bräddning. Införandet av KL-sortering skulle totalt sett minska utsläpp av växthusgaser och användningen av energi och dessutom ge god potential för sambehandling med matavfall. Systemet passar i storstad och i glesbygd. Det finns redan ca 122 000 anläggningar med slutna tankar i Sverige och det källsorterade KL-vattnet från dessa kan snabbt återföras till kretsloppet.

Källsorterad urin har låga tungmetallhalter, kadmium-fosforkvoten är endast 0,3-2 mg kadmium per kg fosfor. Urinsortering ger synergier i form av stor reduktion av hormoner och läkemedelsrester och minskade utsläpp av övergödande ämnen till vatten, speciellt vid bräddning. Utsläppen av växthusgaser och energianvändningen minskar, men synergier är mindre än för KL-sortering, då spridningen av humanpatogener knappt påverkas och sambehandling med matavfall inte är trolig.

Källsorterat matavfall från hushåll har en högre kadmium-fosforkvot (ca 37 mg kadmium per kg fosfor) än källsorterad urin eller KL-vatten, men matavfall från andra källor, t.ex. livsmedelshandel, är troligen renare. Mängden fosfor som återförs med rötat matavfall är redan idag lika stor som den skulle bli om KL-vattnet från alla befintliga tankar återfördes till lantbruk och utbyggnadstakten är hög. Det finns stora möjligheter till synergi med KL-system genom samhantering och –behandling.

Gödsel från källsorterade produkter bedöms ha god acceptans. För att öka återföringen av källsorterad avloppsnäring behövs organisatoriska förbättringar, information, utbildning om kretsloppssystem och ett miljömål som inkluderar kväve.



## Förord

Denna rapport utgör del två av rapporteringen från projektet *Flöden & möjlighet att återföra fosfor i human-, mat- och liknande rötat avfall*, som utförts åt, och finansierats av, Naturvårdsverket. Syftet med vårt projekt är att bidra med underlag till Naturvårdsverkets regeringsuppdrag M2012/317/Ke *Uppdrag om hållbar återföring av fosfor*. Vårt projekt består av två delar. Rapporteringen från den första delen utgörs av rapporten *Flöden av fosfor i Svenskt jordbruk och livsmedelskedja samt signifikanta flöden av fosfor inom industrin* skriven av Kersti Linderholm, SLU och Silvbergs Miljöteknik AB. Då

Denna rapport *System för återföring av fosfor i källsorterade fraktioner av urin, fekalier, matavfall och i liknande rötat samhälls- och lantbruksavfall* är skriven av Håkan Jönsson, Åke Nordberg och Björn Vinnerås, alla vid Institutionen för energi och teknik, SLU. Håkan Jönsson har varit projektledare och haft huvudansvaret för delarna om sammansättningen på källsorterade fraktioner, urinsorterande system och miljö- och resurskonsekvenser av olika system. Björn Vinnerås har haft huvudansvar för KL-sorterande system och behandlings- och koncentrationssystem. Åke Nordberg har haft huvudansvar för delarna om rötning av matavfall och gödsel, inklusive delarna om matavfallskvarnar. Tillsammans står vi bakom övriga delar av rapporten, liksom dess slutsatser.

Vi tackar Majlis Bergqvist, Naturvårdsverket; Angelica Blom, Avfall Sverige; Anna Calo, Södertälje kommun; Anders Finnson, Svenskt Vatten; Elisabeth Kvarnström, Urban Water och Kersti Linderholm, SLU för goda kommentarer och förbättringsförslag på manuset till denna rapport. Vi tackar också Svenskt Vatten Utveckling AB för att de bidrar att öka rapportens tillgänglighet genom att sprida den som en rapport i sin C-serie.

Uppsala 2012-11-19

*Håkan Jönsson, Åke Nordberg & Björn Vinnerås*

## Innehållsförteckning

Sammanfattade slutsatser .....	1
Förord.....	4
Innehållsförteckning.....	5
Sammanfattning och slutsatser.....	7
Uppdraget och forskningsuppgiften.....	11
Genomförande – material och metoder .....	11
Växtnäring och föroreningar i urin, fekalier och matavfall - återföringspotential.....	12
KL(klosettatten)-sortering .....	18
KL-sortering idag - befintliga slutna tankar .....	19
Behandling av KL-vatten - Utvecklingsprojektet med LRF .....	20
Behandling av KL-vatten – våtkompostering .....	20
Kvicksunds våtkompostanläggning, Eskilstuna .....	20
Karby våtkompostanläggning, Norrtälje .....	20
Behandling av KL-vatten – ureabehandling.....	21
Behandling av KL-vatten – kombimetoden .....	21
Hanteringen av KL-vatten – långtidslagring .....	22
Lunds kommun .....	22
Katrineholms kommun .....	22
Enköpings kommun .....	22
Ekonomi för KL-vatten från enskilda hushåll – slutna tankar.....	23
KL-vatten – potential för återföring av växtnäring.....	23
Urinsortering med våt fekaliehantering.....	25
Systemets uppbyggnad .....	25
Torr fekaliehantering med eller utan urinsortering .....	26
Hanteringen och behandling av källsorterad urin.....	27
Ekonomi – urinsortering inom verksamhetsområde för VA .....	27
Ekonomi – urinsortering enskilda avlopp.....	28
Källsorterad urin – potential för återföring av växtnäring .....	28
Faktorer viktiga för långsiktig funktion .....	30
Smittämnen och föroreningar.....	31
Rötning av matavfall.....	32
Nuvarande återföring av P och N med biogödsel .....	33
Återföring av P och N vid uppfyllande av etappmål angående matavfall.....	34
Omfördelning av gödsel fosfor mellan olika gårdar.....	36
Problemställning.....	36

Gödselseparation .....	36
System med kombination av rötning och gödselseparation.....	37
Ekonomi och teknikutveckling.....	38
Ny teknik för behandling av urin, KL-vatten och rötrest .....	38
Rötning av KL-vatten .....	38
Koncentrering av urin, KL-vatten och rötrest.....	39
Ammoniakstrippning .....	39
Ammoniumnitrat från nitrifiering av 50 % av ammoniumet.....	40
Absorption/adsorption av ammonium.....	40
Struvitfällning – produktion av magnesiumammoniumfosfat (MAP) .....	41
Omvänd osmos och ultrafiltrering .....	41
Reduktion av hormoner och läkemedelsrester.....	42
Bedömt intresse för urin, KL-vatten och rötrest .....	43
Organisation och juridik .....	44
Påverkan på avloppsslam, resurshantering och miljö.....	45
Återföringspotential till jordbruket för vissa scenarier .....	52
Behovet av teknikutveckling, forskning och stöd för ökad återföring .....	53
Referenser .....	56
Personliga meddelanden.....	60



## Sammanfattning och slutsatser

Denna rapport behandlar system för återföring av fosfor från källsorterade fraktioner av human- och matavfall, samt möjliga system för att omfördela fosfor från djurgårdar med fosforöverskott till gårdar med behov av fosfor. Potentialen hos dessa system för att återföra fosfor och kväve på kort och lång sikt ges, liksom vilken potential den återförda produkten har att ersätta mineralgödsel, produktens föroreningar av tungmetaller, smittämnen och organiska föreningar, samt potentiell påverkan på samhällets energianvändning och utsläpp av växthusgaser av återföringen. Ekonomi, acceptans och utsläpp av eutrofierande ämnen diskuteras översiktligt.

Rapporten visar att det finns befintlig teknik i form av centrifuger eller skruvpressar för att separera ut större delen av fosfor ur gödsel och rötrest i en fast fraktion vars vikt endast är ca 10 % av det ursprungliga materialets. Detta underlättar transport av fosfor från djurgårdar med överskott till gårdar med brist. Genom effektivt stöd till införandet av denna befintliga teknik bör fördelningen av fosfor i jordbruket snabbt kunna förbättras.

Delar av den svenska befolkningen har så högt intag av kadmium att påverkan på skelett och njurar kan befaras. För att sänka halterna i åkerjorden, och därmed långsiktigt i maten, har Kemi (2011) kommit till slutsatsen att kadmium-fosforkvoten i gödselmedel bör vara maximalt 12 mg kadmium per kg fosfor. De tre återföringsprodukter som rapporten behandlar utförligt, källsorterad urin, källsorterat KL(klosett)-vatten och källsorterat matavfall från hushåll har mycket olika kadmium-fosforkvot (tabell I). Kadmium-fosforkvoten för urin, 0,6 mg kadmium per kg fosfor, är endast runt 5 % av den för KL-vatten, 11 mg kadmium per kg fosfor, och 2 % av den för hushållens matavfall, ca 37 mg kadmium per kg fosfor. Om det enda målet är att minimera mängden kadmium som förs till åkrarna med den fosfor som förs från avlopp och matavfall bör därför satsningar göras på vidareutveckling och utbyggnad av urinsorterande avloppssystem. En utbyggnad av urinsortering bidrar mot uppfyllandet av flera olika miljömål; återförsel av fosfor från avlopp, minimal mängd kadmium till åker (blir mindre än med mineralgödsel), minskade utsläpp av växthusgaser, minskad energianvändning, minskade utsläpp av eutrofierande ämnen och mindre hormoner och läkemedelsrester till vatten.

KL(klosett)-vatten har betydligt högre kadmium-fosforkvot än källsorterad urin, men kvoten ligger runt 12 mg kadmium per kg fosfor, vilket enligt Kemi krävs för att kadmiummängden i åkermarken långsiktigt skall minska i alla jordar. Jämfört med urinsortering, och förutom kadmium till åker, har KL-sortering potential att i högre utsträckning bidra till många miljömål. Detta gäller återföring av växtnäring inklusive fosfor från avlopp (tabell I) på både kort och lång sikt, och därmed en övergång från icke förnybara till förnybara resurser. Att KL-sortering på kort sikt har så mycket större potential än urinsortering beror på att det redan finns ca 122 000 anläggningar med slutna tankar i landet. För återföring av KL-vattnet från dessa krävs endast att kommunerna bygger upp en återföringskedja med säker hygienisering, samt information till hushållen att endast toalettavfall skall spolas ned i toaletten. Jämfört med såväl konventionellt avloppssystem som urinsortering ger KL-sortering minskade utsläpp av eutrofierande ämnen till vatten, minskade utsläpp av växthusgaser, mindre hormoner och läkemedelsrester till vatten och enligt vissa studier minskad energianvändning. En viktig fördel med KL-sortering är att allt avfall från toaletten hygieniseras, vilket på sikt innebär

väsentligt minskad spridning av humanpatogener och antibiotikaresistenta bakterier till miljön. Detta är extra viktigt i omvandlingsområden och förtätningsområden utan centraliserad VA-försörjning, eftersom dessa får sitt dricksvatten från grundvattnet och risken för att förorena detta minskar väsentligt, vilket bidrar till att dyra investeringar i VA-nät kan senareläggas.

För närvarande byggs kapaciteten snabbt ut för rötning och återförsel av växtnäring från matavfall. Matavfallet är den källsorterade fraktion från hushåll som har högst kadmium-fosforkvot. Av KL-vatten, urin och matavfall är också den fraktion vars långsiktiga potential att återföra växtnäring är lägst. Men då det är den källsorterade fraktion som har störst potential för produktion av biogas är det den källsorterade fraktion som återför mest växtnäring idag.

*Tabell 1.* Kadmium-fosfor kvot (referensvärde samt skattad osäkerhet från Jönsson m.fl. (2005)), dagens återföring och återföringspotential på kort och lång sikt för källsorterad urin, KL-vatten, matavfall, samt en blandning av KL-vatten och matavfall

Produkt – Cd/P Tidsperiod	Återförd fosfor ton/år	Återfört kväve, ton/år
<b>Källsorterad urin – 0,6 (0,3-2) mg Cd/kg P</b>		
Idag (mkt osäker skattning)	0,3	3
Kort sikt – dagens slutna tankar	5	62
Medelsikt - miljonprogram & enskilda avlopp	270	2360
Lång sikt – hela Sverige	2 350	28 600
<b>KL-vatten – 11 (11-13) mg Cd/kg P</b>		
Idag (osäker skattning)	3	29
Kort – dagens slutna tankar	150	1 340
Medel - miljonprogram & enskilda avlopp	616	5 530
Lång sikt – hela Sverige	4 800	43 000
<b>Matavfall – 37 (31-44) mg Cd/kg P från hushåll</b>		
Idag	160	944
2018 – 40% återföring via rötrest	484	2 850
Lång sikt – 90% återföring via rötrest (10% komposteras)	1 090	6 410
<b>KL + Matavfall – 16 (15-18) mg Cd/kg P</b>		
Idag (osäker skattning)	163	976
Kort – dagens slutna tankar	634	4 190
Medel - miljonprogram & enskilda avlopp	1 100	8 380
Lång sikt – hela Sverige	5 890	49 410
Potentiellt ersatt mineralgödsel (av medelförsäljningen 07/08-09/10)	60%	23%
Ekonomiskt värde av ersatt mineralgödsel (16,42 kr/kg fosfor, 11,11 kr/kg kväve)	97 milj	426 milj

Acceptansen för de tre studerade källsorterade fraktionerna i lantbruket bedömer vi som god. LRF har vid två olika årsstämmor beslutat att verka för införande av källsorterande avloppssystem i samhället. God acceptans hos de företag som köper lantbrukets produkter är kritiskt och för detta krävs att den återförda gödselprodukten är kvalitetssäkrad, helst genom ett oberoende certifieringssystem. Ett sådant finns för rötrest/biogödsel (SPCR 120) och SPCR 178 System för kvalitetssäkring av fraktioner från små avlopp, som täcker bland annat källsorterade

avloppsprodukter, kommer att tas i reguljär drift vid årsskiftet 2012/13. För uppskalning av KL-sorterande och urinsorterande system är det mycket viktigt att detta certifieringssystem kommer att bli stabilt. En viktig förutsättning för detta är en väl förankrad och engagerad ägare och det är oroande att det ännu inte finns någon långsiktig ägare till SPCR 178.

Fosfor som samlas in och återförs i form av KL-vatten eller källsorterad urin minskar mängden fosfor som kan återföras till åkermark i form av slam. Fosfor i slammet ökar emellertid huvudsakligen jordens totala förråd av fosfor, och bidrar i det korta tidsperspektivet ofta lite till den lättillgängliga fosfor som behövs för en god skörd. Fosfor i KL-vatten, källsorterad urin och rötrest anses däremot vara lika tillgänglig som mineralgödsel fosfor, vilket innebär att denna fosfor fullt ut kan ersätta mineralgödsel fosfor. Fosfor i dessa produkter bidrar alltså effektivare än fosfor i slam till att minska behovet av icke förnybar råfosfat. Då KL-vatten, urin och rötrest har god balans mellan kväve och fosfor används de inte heller till förrådsgödsling av fosfor, med den ökade risk för läckage av fosfor till miljön i form av erosion och utlakning som förrådsgödsling medför. En annan stor fördel för de källsorterade fraktionerna är att deras renhet inte börpåverkas varken av föroreningar i BDT-vatten, dagvatten eller av berggrund via inläckande vatten, vilket innebär att högkvalitativ fosfor kan återvinnas även från kommuner som idag har slam som är starkt förorenat.

Det finns stort intresse för att installera köksavfallskvarnar för insamling av hushållens matavfall. Ur miljösynpunkt bör matavfallskvarnarna kombineras med eget ledningssystem och uppsamlingstank i eller nära fastigheten. KL-vattnet innehåller nästan lika mycket organisk substans som matavfallet, det innehåller betydligt mindre tungmetaller, och det bör också rötas och återföras till åkermark. Det finns därför uppenbara möjligheter att undersöka möjliga synergier mellan matavfallskvarnar och KL-sorterande system vad gäller insamling och behandling, hygienisering och koncentrerings.

KL- och urinsorterande system har kommit så långt att de, enligt systemanalyser, jämfört med konventionellt avloppssystem ger fördelar vad gäller återföring av växtnäring (fosfor och kväve mm.), minskad energianvändning, minskade utsläpp av växthusgaser, av eutrofierande utsläpp och läkemedelsrester till vatten och av antibiotikaresistenta organismer till miljön. Systemen är dock nya och tämligen outforskade och har följaktligen stor potential att snabbt ytterligare förbättras, varför forsknings- och utvecklingsinsatser kan ge stor utdelning. Det finns också fortsatt stora hinder för deras storskaliga införande. En utveckling av samhället mot ett hållbart kretslopp av växtnäring mellan stad och land kräver därför utveckling och förbättring, av bland annat regler, organisation, och praxis.

Prioriterade insatser behövs för förbättrad och för återföring mera ändamålsenlig organisation, bättre kunskap bland beslutsfattare, tjänstemän, berörda aktörer och allmänhet och bättre styrmedel, dessutom behövs utveckling av insamlingsystemen och behandlingssystemen, inklusive hygienisering och koncentrerings. För samtliga dessa delar behövs också stödjande forskning i nära samverkan med utvecklingsinsatserna.

Organisatoriskt försvårar uppdelningen mellan en VA-organisation och en avfallsorganisation ett utnyttjande av de klara synergier som finns att samordna insamling och behandling av KL-vatten och matavfall, speciellt som KL-vattnet när det källsorteras övergår från VA-organisationens ansvar till avfallsorganisationens och omvänt gäller för matavfall som körs genom en matavfallskvarn. Båda organisationerna bygger dessutom på självfinansierande kollektiv, vilket gör det svårt att samordna taxor. Detta har t.ex. medfört att hushåll med urinsortering inom VA-verksamhetsområden

ekonomiskt straffas för sin miljöinsats genom att drabbas av ökade taxor. Ett exempel på nationellt plan på hur dagens organisatoriska uppdelning försvårar för både en utveckling och ett utnyttjande av de källsorterande avloppssystemens stora potential är certifieringssystemet SPCR 178 *System för kvalitetssäkring av fraktioner från små avlopp*, som kommer att tas i reguljär drift vid årsskiftet 2012/13. Trots att systemet nu är färdigutvecklat, vill ingen av de nationella aktörerna Avfall Sverige eller Svenskt Vatten ta på sig ägarskapet för systemet, vilket på ett tydligt sätt visar att frågor som gäller källsorterande system är hemlösa i dagens organisation, såväl på nationellt plan som i kommunerna.

Ett fungerande kretslopp av växtnäring kräver att kommunens VA- och avfallsorganisationer hittar väl fungerande samarbetsformer med lantbruket och det förutsätter också bättre kunskap hos alla konsumenter, alltså hela samhället, om växtnäringens kretslopp och stort förtroende för att detta kretslopp ger sund och säker mat.

Då fosfor i de källsorterade produkterna effektivare ersätter mineralgödsel fosfor än slamfosfor, och då lantbruket vill ha källsorterade produkter, är det viktigt att styra mot källsorterade system för att nå ett miljömål om återföring av växtnäring från avlopp. Ett miljömål som inkluderade kväve, fosfor, kalium och svavel, skulle styra mot källsorterande system, och inte som dagens miljömål, bort från sådana. En stor fördel med ett sådant miljömål är att det kan formuleras så att målpuppfyllnaden för dagens återföring av slam förblir god samtidigt som det styr mot källsorterande system. Dessutom kan det premiera miljömässigt värdefull återföring av växtnäring från reningsverkens rejektivatten, även från reningsverk vars slam är alltför förorent för att kunna återföras. Även dessa verk skulle därför kunna bidra till uppfyllandet av Miljöbalkens (MB; 1998:808) krav på resurshushållning och kretslopp (§ 1.5 "*Miljöbalken skall tillämpas så att ...återanvändning och återvinning liksom annan hushållning med material, råvaror och energi främjas så att ett kretslopp uppnås*"). Dagens allmänna praxis, att liten eller ingen hänsyn tas till kraven på resurshushållning och kretslopp i Miljöbalken när tillstånd ges för nya avloppssystem och avloppsreningsverk, skulle därför kunna skärpas, vilket långsiktigt är en viktig förutsättning för ett bättre kretslopp av växtnäring från avlopp.

Det finns stora hittills utnyttjade synergier vad gäller samordnad insamling av KL-vatten och matavfall och stora förbättringspotentialer vad gäller dessa fraktioners behandling med energiutnyttjande och enkel hygienisering. Mera omedelbart behövs utveckling och verifiering av enkel hygienisering med ammoniak/urea under olika omständigheter, liksom utveckling och provning i praktiken av en för denna produkt väl anpassad hanteringskedja, inklusive organisation och anvarskedja. Samtidigt bör möjligheterna till förbättrat energiutnyttjande och hygienisering av KL-vatten och matavfall utforskas brett. En av många intressanta behandlingskombinationer är rötning i UASB-reaktor kombinerat med koncentrerat till sådan koncentration att ammoniakhalten når hygieniserande nivåer utan extra tillsats. Ett annat prioriterat forskningsområde är reduktion av läkemedelsrester i de källsorterade fraktionerna, liksom läkemedelsresternas öde i marken. Forskning och utveckling av olika hygieniserings- och koncentrationsprocesser är även viktig för system för omfördelning av fosfor från djurgårdar med överskott till gårdar med underskott.

## Uppdraget och forskningsuppgiften

Vår uppgift i projektet var att ta fram en lättillgänglig och översiktlig rapport över de tekniker som redan används i Sverige för att återföra fosfor i i human-, mat- och liknande rötat samhälls- och lantbruksavfall, samt de tekniker som är under utveckling runt om i världen. Teknik skall kartläggas för ovanstående fraktioner med avseende på nuvarande återföring och potential för hållbar återföring av fosfor, och då kunskapen finns lätt tillgänglig även kväve. Med potential för hållbar återföring avser vi storleken och kemisk och hygienisk kvaliteten på det potentiella flödet, skattad acceptans hos potentiella kunder, överensstämmelse med och eventuella behov att förändra nuvarande regelverk samt, då underlag finns, även översiktligt ekonomiska konsekvenser. Vi avser också att översiktligt belysa effekter på i första hand Gifrfri miljö och God bebyggd miljö, men även övriga relevanta miljömål (eutrofiering, försurning, klimatpåverkan och energianvändning) samt eventuell påverkan på avloppsslam av de olika teknikerna/systemen. Utifrån ovanstående och sett i ljuset av Sveriges miljömål skall vi bedöma behoven av teknik- och systemutveckling.

Termen humanavfall användes för att specificera att vårt uppdrag gällde de källsorterade fraktionerna från människan, dvs källsorterad urin, fekalier och källsorterat KL-vatten. KL-vatten är förkortningen för klosettwater, vilket är avloppet från toaletten. Detta består bara av spolvatten, urin, fekalier, toalettpapper och toalettrengöringsmedel om toaletten används som det är avsett i källsorterade system.

## Genomförande – material och metoder

Flödet av fosfor och kväve i dagens samhälle har utvärderats genom att vi identifierat existerande flöden och beräknat potentialerna som finns det finns för att återföra dessa till lantbruket. Dessutom har energipotentialen i form av biogasproduktion beräknats för återföring av matavfall.

Källsorterad urin kan samlas in med urinsorterande toaletter. Urinen och fekalierna kan också källsorteras tillsammans med toalettpapper och spolvatten i en gemensam fraktion, KL(klosett)-vatten. Denna rapport behandlar huvudsakligen potential för olika system som samlar upp och behandlar dessa fraktioner antingen var och en för sig eller i olika kombinationer. Förutom KL-vattnet består hushållsavloppsvattnet också av BDT(Bad-, Disk- och Tvätt)-vatten, vilket dock inte behandlas i denna rapport.

För beräkningarna av de växtnäringsmängder som kan återföras med de olika fraktionerna har vi använt de mängder och sammansättningar som redovisas i Jönsson m.fl. (2005). Dessa anger utifrån en genomgång av publicerade mätningar vad man kan förvänta sig från en medelperson. I beräkningar av mängden toalettavlopp från hemmen har vi även använt hemvarofaktorn 65 % (Ek m.fl., 2011). Vi räknar alltså med att genomsnittspersonen tillbringar 65 % av dygnet i hemmet. För att fånga den resterande potentialen på 35 % behövs källsorterade toaletter inte bara i hemmen, utan även i övriga samhället. Detta har vi inkluderat när vi räknat på potentialen för hela befolkningen. För potentialen i fritidshus har vi antagit att en familj vistas i fritidshuset under i genomsnitt fyra veckor och att de då är där 100 % av dygnets timmar. Storleken på det genomsnittliga hushållet boende i villa respektive lägenhet har beräknat utifrån SCB:s boendestatistik 2010 genom att totala antalet boende i villor, respektive lägenheter har dividerats med antalet villor respektive lägenheter. I en medelvilla bodde det 2,3 personer och i en medellägenhet 1,9 personer. Medelantalet personer per fritidshus har antagits vara samma som i ett svenskt medelhushåll, 2,0 personer.

I beräkningarna har Sveriges befolkning satts till 9 522 998, storleken 31 juli 2012 (SCB, 2012a). Siffrorna på antalet fastigheter med enskilt avlopp och fördelningen mellan olika avloppslösningar för dessa fastigheter kommer från SMED rapport 2011:44 (Ek m.fl., 2011). Senaste angivelsen med fastigheter utan vattenspolade toaletter är från Naturvårdsverket (2004). Men för att inkludera förändringen i data har vi antagit att ökningen av enskilda avlopp med WC som presenteras av Ek m.fl. (2011) har skett på bekostnad av antalet torra system. Nybyggnation samt antalet system som anslutits till kommunalt VA har vi inte data på och därför inte kunnat ta hänsyn till i denna beräkning, vilket gör att antalet torra system kan ha underskattats såväl som överskattats.

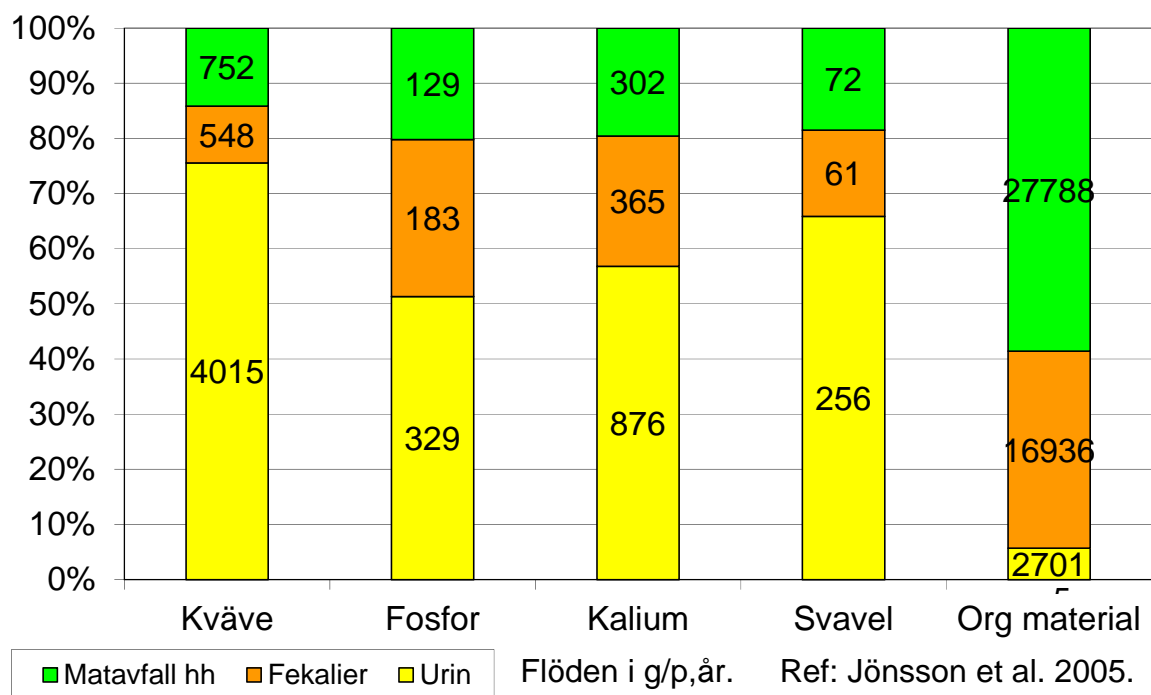
Förutom toalettavlopp behandlar vi i rapporten matavfall från restauranger, storkök och affärer samt matavfall från industrin och dessutom diskuteras rötning och fassettering av gödsel i rapporten.

För att skaffa ett bredare underlag vad gäller urinsorterande system skickades frågor via e-post till åtta ekobyar/ekoområden som haft urinsortering sedan runt år 2000 eller tidigare samt till några nyare ekobyar. Frågor skickades också till 10 kommuner som antogs ha många urinsorterande system och dessutom till tre tillverkare av urinsorterande toalettstolar. Vi fick svar från sex av de äldre ekobyarna/områden med urinsortering (Håga ekoby, Understenshöjden, Björnsbyn, Gebers, Mjölntorpets ekoby och Kullön), två av de nyare ekobyarna (Lilla Krossejär, Kampetorps ekoby), sex av kommunerna (Tanum, Trosa, Linköping, Norrköping, Alingsås och Värmdö) och två av tillverkarna av toaletter.

## **Växtnäring och föroreningar i urin, fekalier och matavfall - återföringspotential**

Urinen är den hushållsfraktion som innehåller mest växtnäring (figur 1). Efter urinen kommer fekalierna och matavfallet, där matavfallet innehåller mera kväve och något mera svavel, men lite mindre fosfor och kalium jämfört med fekalierna. Matavfallet är den fraktion som innehåller klart mest organiskt material, och som därför har potential för att producera mest biogas. Även fekaliefractionen innehåller mycket organiskt material, och har därmed en stor potential för produktion av biogas. Det kan dock vara intressant att notera att av de nästan 17 kg organiskt material per person och år som finns i fekaliefractionen utgörs ungefär hälften av toalettpapper (8,2 kg).

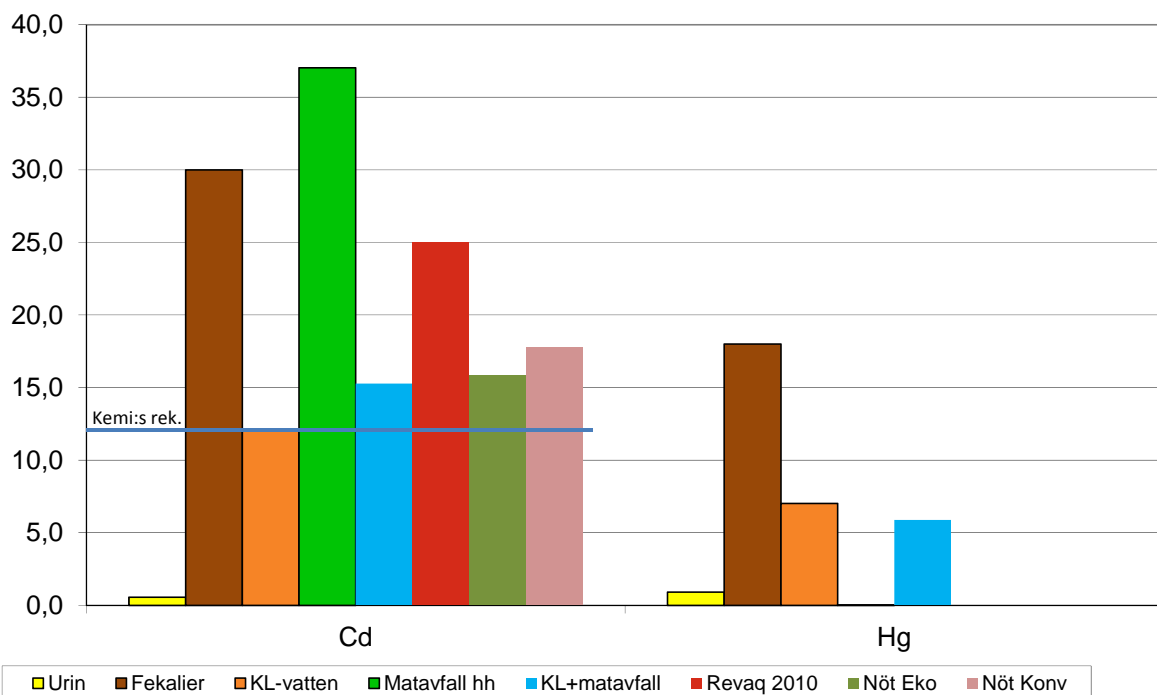
Medan det finns relativt goda mätningar av hur mycket urin och fekalier som produceras per person och år samtidigt som sammansättningen av dessa fraktioner inte beror på utsorteringen gäller motsatsen för matavfallet. Givetvis är det en fast och exakt mängd matavfall som uppkommer i varje hushåll. Utsorteringen av detta matavfall i en fraktion som är tillräckligt ren för att kunna återanvändas beror emellertid ytterst på de som arbetar i köket och som sorterar ut matavfallet. Figur 1 bygger för urin, fekalier och matavfall på de sammansättningar som ges av Jönsson m.fl. (2005), som bygger på en sammanställning av mätningar för de olika fraktionerna, och samma källa används även för storleken på flödena av urin och fekalier. Totala flödet av matavfall i Sverige uppskattar vi, baserat på Linné m.fl. (2008) och Jensen m.fl. (2011), till 1 miljon ton. Sammansättningen för matavfall avser matavfall från hushåll och bygger på fem studier av sammansättning på utsorterad matavfallsfraktion från olika hushåll. Vid konstruktionen av figurerna har vi antagit att denna sammansättning gäller även för det från restauranger, storkök etc. Troligen är dock innehållet av tungmetaller i detta matavfall lägre än i det från hushåll, men eftersom vi inte har några analyser har vi inte kunnat visa detta.



Figur 1. Fördelning och flödena av växtnäring och organiskt material mellan urin, fekalier (inklusive toalettpapper) och matavfall i procent och i gram per person och år enligt Jönsson, m.fl. (2005). Mängden matavfall utgår från att den total mängden matavfall i Sverige är 1 000 000 ton.

Fördelningen av tungmetaller mellan urin, fekalier och matavfall präglas starkt av att dessa fraktioner uppkommer på olika sätt från den mat vi bär hem. Matavfallet utgörs delvis av skal och täckblad och andra delar som varit förorenade, eller på annat sätt bedömts olämpliga för konsumtion. Det är därför inte förvånande att hushållets matavfall har betydligt högre tungmetall-fosforkvoter än KL-vatten, som väl speglar metall-fosforkvoten i den mat vi äter (figurerna 2-4). En del av de tungmetaller som finns i matavfallet kommer från jord som funnits på t.ex. rotgrönsaker. Inblandning av även lite jord i matavfallet kan kraftigt försämra dess kadmium-fosforkvot, eftersom medelinnehållet av kadmium och fosfor i svensk matjord ger en kadmium-fosforkvot på 312 mg Cd/kg P (Mark- och grödoinventeringen, 2012). Mycket av det kadmium som finns i marken är emellertid hårt bundet.

Metall-fosforkvoten för den mat vi bär hem från affären visas väl av stapeln KL+matavfall, som för de flesta metaller är relativt lik som den som mätts upp för nötgödsel, men metall-fosforkvoterna för det vi äter lägre än för gödseln, beroende på att vi sorterar bort det mest förorenade som matavfall. Att metall-fosforkvoterna för zink och koppar är betydligt högre i nötfastgödsel än i KL-vatten kan bero på mineral tillsatser i djurens foder, och för zink också på läckage av zink från förzinkad inredning i stallet.

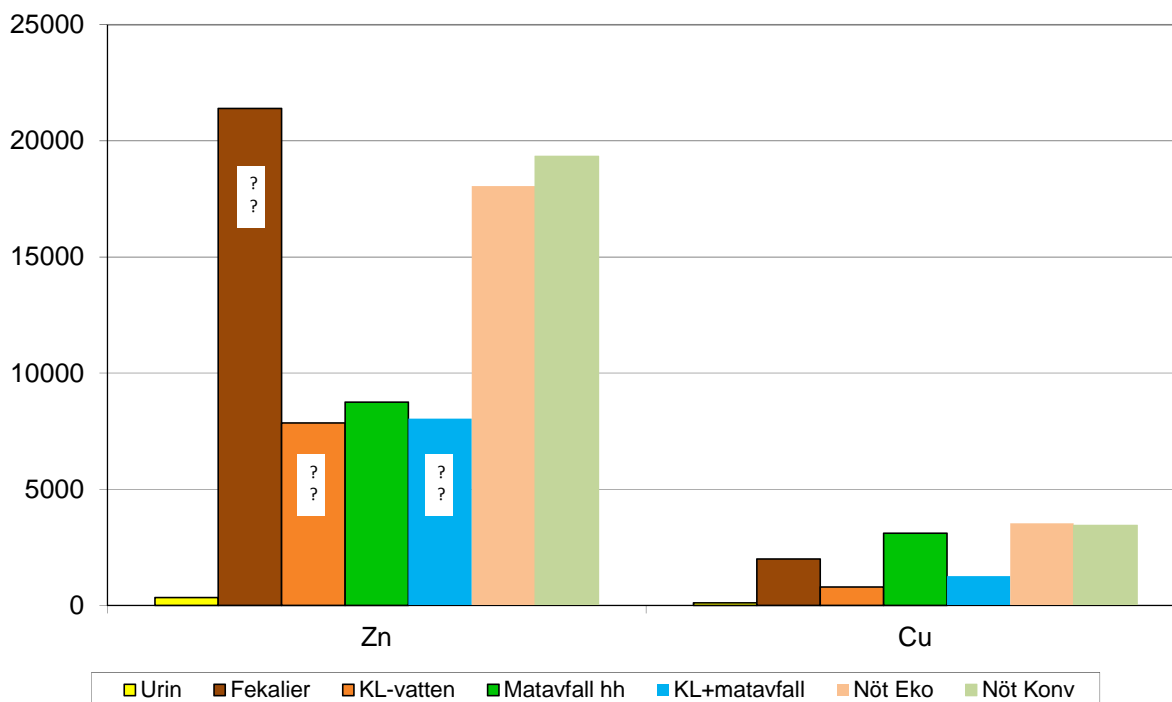


Figur 2. Metall/fosforkvoterna för metallerna kadmium och kvicksilver i mg metall per kg fosfor för fraktionerna urin, fekalier (inklusive toalettpapper) och matavfall, för blandningarna KL-vatten (urin plus fekalier och toalettpapper), blandningen av KL-vatten och hushållets matavfall (KL+matavfall), samt för slam från Revaqcertifierade reningsverk 2010, konventionell och ekologisk nötfastgödsel. Data för hushållsfraktionerna från Jönsson, m.fl. (2005), för gödseln från Steineck m.fl. (1999) och för slam från Revaq (2011). För slam och för nötgödseln saknas data för kvicksilver. Linjen i diagrammet visar kadmium-fosforkvoten 12, vilket är den kvot Kemi (2011) anser gödsel maximalt får ha för att uthålligt få en generell minskning av kadmium i den svenska åkerjorden.

Den genomsnittliga kadmium-fosforkvoten för KL-vatten, 11 mg Cd/kg P, är betydligt lägre än kvoten för fekalier, 30 mg Cd/kg P. Detta beror på att vårt upptag av fosfor från maten vi äter är betydligt effektivare än upptaget av tungmetaller. Vi tar upp den största delen av växtnäringen, för fosfor runt 60 %, från maten och utsöndrar den med urinen. Den allra största delen av tungmetallerna tas, lyckligtvis, inte upp från maten, utan utsöndras med fekalier. Därför anrikas växtnäringen i urinen medan tungmetallerna anrikas i fekalier. Metall-fosforkvoterna för KL-vattnet speglar relativt väl intaget via maten. Kviksilver utgör dock ett undantag.

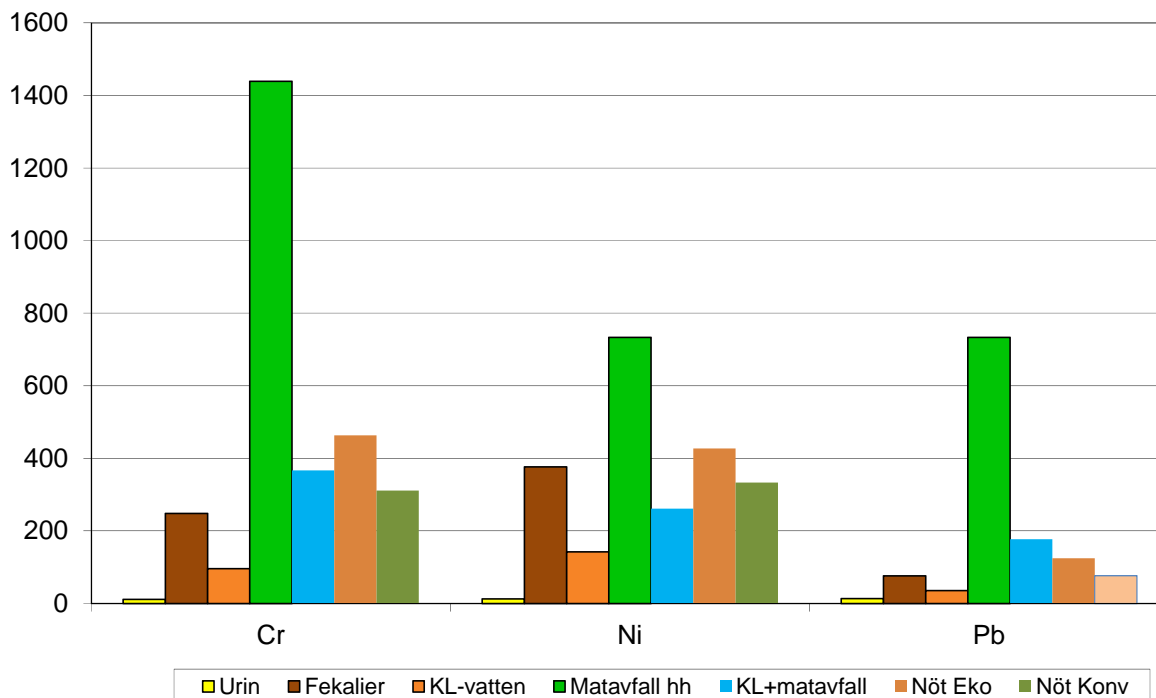
Figur 2 visar att kvicksilver huvudsakligen finns i fekalier, och därför också i KL-vatten, samt lite i urinen. Kviksilver finns i matavfall i en mängd som är så liten att det inte syns i Figur 2. Att kvoterna för kvicksilver är så mycket högre för fekalier än för matavfall beror på att kvicksilvret huvudsakligen kommer från tandfyllningar. Det är glädjande att det finns så lite kvicksilver i matavfall. Det visar att vår miljö är relativt ren. Eftersom kvicksilver inte längre används för att laga tänder bör på sikt kvicksilver-fosforkvoten för KL-vatten sjunka till minst lika låga värden som matavfallet har idag.





Figur 3. Metall/fosforkvoterna för metallerna zink och koppar i mg metall per kg fosfor för hushållsfraktionerna urin, fekalier (inklusive toalettpapper) och matavfall, för blandningarna KL-vatten (urin plus fekalier och toalettpapper), blandningen av KL-vatten och hushållets matavfall, samt för konventionell och ekologisk nötfastgödsel. Data för hushållsfraktionerna från Jönsson, m.fl. (2005) och för gödseln från Steineck m.fl. (1999). Fekalierna kan ha förorenats med zink från korrosion, vilket markeras med frågetecken på de staplar som påverkas.

Metall-fosforkvoterna för nickel, krom och bly är alla i samma storleksordning för KL-vatten som för nötgödsel (figurer 4) Figureerna 3 och 4 visar att den kvalitetssortering som vi gör under matberedningen i köket är effektiv. Metall-fosforkvoterna i den mat vi äter är lägre, och speciellt för krom, nickel och bly än för det vi sorterar ifrån, matavfallet. För krom och nickel beror detta kanske på att matavfallet, jämfört med maten, har betydligt mera kontakt med rostfritt stål i diskbänk, knivar och skalare. För bly kan det bero på att blyet kommer från dammpartiklar i miljön som bär gamla utsläpp från blyad bensin (värdena baseras på mätningar under 1990-talet och början på 2000-talet), och dessa partiklar tar vi till stor utsträckning bort när vi tar bort ytterbladen på salladen och skalar frukt och grönsaker.



Figur 4. Metall/fosforkvoterna för metallerna krom, nickel och bly i mg metall per kg fosfor för hushållsfraktionerna urin, fekalier (inklusive toalettpapper) och matavfall, för blandningarna KL-vatten (urin plus fekalier och toalettpapper), blandningen av KL-vatten och hushållets matavfall, samt för konventionell och ekologisk nötfästgödsel. Data för hushållsfraktionerna från Jönsson, m.fl. (2005) och för gödseln från Steineck m.fl. (1999).

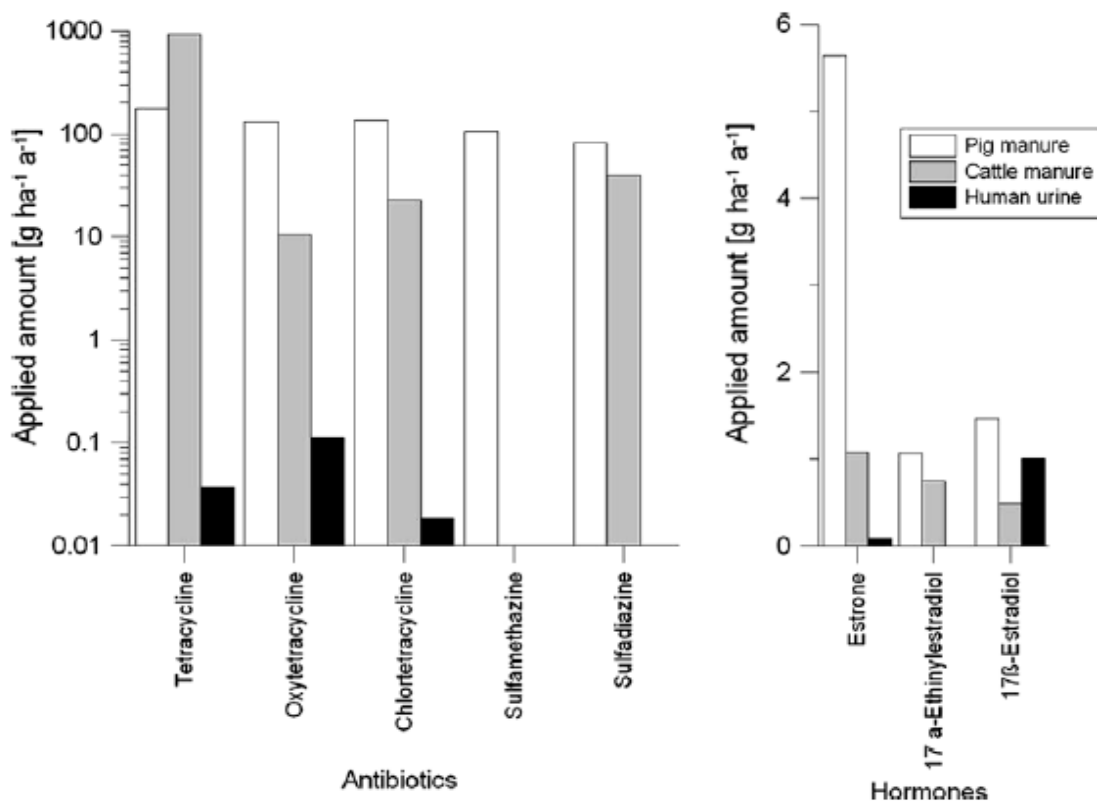
Lienert m.fl.(2007) gick igenom utsöndringsvägarna från kroppen för 212 olika aktiva läkemedelssubstanser, som då fanns i 1409 olika läkemedel. De fann att i genomsnitt utsöndrades  $64 \pm 27\%$  via urinen och  $35 \pm 26\%$  via fekalerna. Variationen mellan olika läkemedelsgrupper och även mellan olika läkemedel var mycket stor. Medan 94% av vanliga röntgenkontrastmedel utsöndrades via urinen varierade den mellan 6 och 98% för olika cytostatika (Lienert m.fl., 2007).

Winker m.fl. (2009) visar, baserat på tyska data, att för sådana läkemedel som används båda av oss människor och våra produktionsdjur, liksom för såväl naturliga som syntetiska kvinnliga könshormoner blir flödena till mark väsentligt lägre för källsorterad urin (figur 5). För hormonerna beror detta på att nivåerna ökar med upp till 100 gånger vid graviditet/dräktighet (Naturalhormones.net, 2012) och eftersom nästan alla kor respektive suggor i en väl fungerande besättning är dräktiga blir givetvis nivåerna väsentligt högre än i genomsnittlig humanurin. Att gödseln från svin och kor visas innehålla den syntetiska  $17\alpha$ -etinylöstradiol (observera att Winker m.fl., 2009, förväxlat staplarna för  $17\alpha$ -etinylöstradiol och  $17\beta$ -östradiol) i ungefär samma mängder som i humanurin beror på att brunstsynchronisering med detta hormon uppenbarligen var tillåten i Tyskland, vilket den inte är i Sverige. Att antibiotikorna återfinns i så mycket större mängder i djurgödseln än i humanurinen beror sannolikt delvis på att man relativt ofta bekämpar infektioner och utbrott i hela besättningen samtidigt, medan man för de flesta sjukdomar bara behandlar den sjuka människan och inte hela familjen.

Att flöden av kvinnliga könshormoner blir klart mindre för källsorterad humanurin än för nötgödsel bekräftas av en beräkning i Emilsson m.fl. (2006) där höstvete gödslades med källsorterad humanurin, flytgödsel från nöt och avloppsslam. Om dessa gödselmedel doseras för att täcka kvävebehovet hos en dansk höstvetegröda beräknades källsorterad humanurin tillföra 1 gram

östrogen per hektar, medan nötflytgödsel tillförde 5 och avloppsslam 0,1 gram östroger per hektar (Emilsson m.fl., 2006).

Kvinnliga könshormoner bryts ned snabbt i odlingsjord. Colucci och Topp (2001) och Colucci m.fl. (2001) rapporterar halveringstider från några få timmar till några få dagar för nedbrytningen av östroger,  $17\beta$ -östradiol och det syntetiska  $17\alpha$ -etinylostradiol i åkerjord under normala växtodlingsförhållanden, alltså att jorden inte är extremt torr, vattenmättad eller mycket kall. Under de flesta förhållanden bröts  $17\beta$ -östradiol ned mellan två och sju gånger så snabbt som det syntetiska  $17\alpha$ -etinylostradiol. Denna snabba nedbrytning av de östrogera hormonerna tillsammans med deras låga löslighet i vatten (log Pow 3-4) är den troliga orsaken till att Shore m.fl. (1997; enligt Emilsson m.fl., 2006) rapporterar att de inte kunnat finna några rapporter om förhöjd östrogeraktivitet i grundvatten.



Figur 5. Figur från Winker m.fl. (2009) som visar beräknade flöden till mark av några antibiotika och kvinnliga könshormon vid användande av olika gödselmedel. Observera att beräkningarna bakom figuren är sådana att humanurinen täcker 100% av grödans kvävebehov medan givorna av nöt- och grisgödsel begränsats av fosfor- och organiskt innehåll så att de endast täcker ca 50% av grödans kvävebehov. Observera också att skalan på vänstra figuren är logaritmisk och på den högra linjär. Av texten i Winker m.fl. (2009) framgår dessutom att de i figuren har förväxlat staplarna för den syntetiska  $17\alpha$ -etinylostradiol och den naturliga  $17\beta$ -östradiolen. Figuren är från Winker m.fl. (2009) med tillstånd av copyrightinnehavaren Elsevier.

Nyligen undersökte Ejhed m.fl. (2012) reduktionen av läkemedelsrester vid behandling av avloppsvatten i två markbäddar. I ena markbädden undersöktes 8 läkemedelsämnen och i den andra undersöktes 15. För de allra flesta läkemedlen var nedbrytningen lika bra eller bättre än den nedbrytning som mätts upp i fyra stora svenska reningsverk. De båda ämnena diklofenak och ketoprofen utgjorde dock undantag. De mättes bara i en av markbäddarna men i denna var den utgående halten av dessa ämnen högre än den ingående. Den troliga orsaken till detta är att av dessa läkemedel användes lika mycket eller mera i hushållet än det som direkt tillsattes avloppsvattnet.

Dessa ämnen är svåra att metabolisera, vilket innebär att människokroppen konjugerar dem för att kunna utsöndra dem. Denna konjugering kan sedan brytas i markbädden varvid ämnet återbildas i aktiv form. Uppehållstiden i markbädden, 2 dygn, var uppenbarligen inte tillräckligt lång för att hinna bryta ned ämnet. Samtidigt var nedbrytningen av det övervägande antalet läkemedelsämnen bättre i markbäddarna än i reningsverk, vilket enligt författarna kan bero på att koncentrationen av mikroorganismer är bortåt en miljard gånger högre i mark än i vatten (lika många mikroorganismer i en kubikmeter mark som i en kubikkilometer vatten), och att uppehållstiden är längre (2 dygn i markbädden jämfört med 4-9 timmars behandlingstid i Henriksdals reningsverk) (Ejhed m.fl., 2012). Uppehållstiden i åkermark efter gödsling med kväverika avloppsgödselmedel, som urin och KL-vatten, är runt 4-5 månader, eftersom gödslingen sker i maj till juni och normalt är vattenbehovet hos grödan från maj till september större än nederbörden, vilket innebär att det normalt inte finns någon nedåtgående vattenrörelse i marken förrän tidigast i slutet av september, varför nedbrytningen i åkermarken bör vara väsentligt bättre än i en markbädd. Det stämmer väl med att Winker m.fl. (2010) i ett försök med rajgräs inte kunde mäta någon ibuprofen alls, varken mark eller gräs, medan de efter tillsats av 10 gånger normal halt av det svårnedbrytbara carbamazepine återfann 34% av tillsatta mängden i gräset i detta korta (3 månader) försök i odränerade krukor.

Det kan vara av intresse att jämföra givorna av läkemedelsämnen med de för andra starkt bioaktiva ämnen som tillförs odlingen. De ämnen Winker m.fl. (2009) beräknade skulle tillföras i störst mängd var Oxytetracycline (0,1 g/ha) och 17 $\beta$ - östradiol (1 g/ha) (figur 5). Dessa mängder tillförs tidigt i säsongen, före sådd eller i varje fall före midsommar. Detta kan jämföras med att det på behandlade grödor i Skåne 2009/10 användes i genomsnitt, 1,16 kg och 0,42 kg aktiv substans av ogräsmedel respektive svampmedel (SCB, 2011a). Snittet för potatis, som sprutas till nära skörd, var 1,34 kg aktiv substans av ogräsmedel och 2,53 kg svampmedel. Hösten 2012, liksom 2011, gav Kemikalieinspektionen dessutom dispens för sprutning av glyfosat i doserna 360-540 g/ha fram till 7 dagar före skörd av foderspännmål och 10 dagar före skörd av foderärter och bönor (Kemi, 2012). Behandling med glyfosat före skörd är tillåtet i till exempel Danmark, Belgien, Storbritannien, Tyskland, Irland, Frankrike, Polen och Österrike (Svenska Foder, 2012).

## KL(klosettvattnen)-sortering

KL-sortering är den enklaste typen av källsortering av humanavfall, eftersom den endast bygger på att toalettavloppet leds till en uppsamlingstank, varifrån det transporteras för behandling (hygienisering och ev. koncentring) och återanvändning som gödselmedel. För att minimera resursbehovet för transport, behandling och spridning bör toaletten vara extremt snålspolande.



Figur 6. Den principiella uppbyggnaden av ett KL-sorterande system. KL-vattnet samlas i en uppsamlingstank för fastigheten, kvarteret eller stadsdelen, för vidare transport och behandling, medan BDT(bad-, disk- och tvätt)-vattnet som har lågt innehåll av såväl växtnäring som smittämnen, går till konventionell, men kanske förenklad, behandling, antingen enskild, vilket figuren visar, eller i ett centralt reningsverk. Figuren är från Avloppsguiden med tillstånd.

Insamlingen av KL-vatten sker i slutna tankar med hjälp av ett separat ledningssystem från vattenklosetten/klosetterna. Husets BDT-vatten går i ett annat ledningssystem (figur 6). Detta är ett system som passar väl i områden med känsliga vattenrecipenter där många hushåll har separerade avloppssystem, ett för BDT-vattnet som behandlas i markbädd eller infiltration och ett för KL-vattnet som samlas upp i en slutna tank som töms med sugbil. Systemet är vanligast för sommarstugor men eftersom allt fler sommarstugor omvandlas till permanentbostäder ökar antalet permanenthushåll som använder det. Idag är toaletterna som är anslutna till dessa system sällan extremt snålspolande utan de är, om de är nya, vanliga 2/4 toaletter, vilket innebär att toaletterna kan spolas med 2 eller 4 liter per spolning. Om toaletterna är äldre är vanligen spolvolymen ännu större. Det finns dock system med extremt snålspolande toaletter eller vakuumtoaletter. Ytterligare ett vattensparande alternativ är urinsorterande toaletter vars båda ledningar leds ihop efter toaletten antingen direkt eller i samband med att man separerar toalettvattnets fasta fraktion från den flytande med hjälp av en Aquatronseparator. Med vakuumtoalett, liksom med urinsorterande toalett minskas mängden vätska till uppsamlingstanken mycket, vilket innebär att för ett tvåpersonershushåll räcker en tömning per år. Med urinsorterande toalett kombinerat med Aquatronavskiljning minskas mängden vätska till uppsamlingstanken ännu mycket mera vilket ytterligare minskar antalet hämtningar. Med detta system hamnar emellertid inte längre alla närings- och smittämnen längre i uppsamlingstanken, utan storleksordningen 20-30 % av dessa följer med det vatten som Aquatronen separerar ifrån (Vinnerås och Jönsson, 2002) och som behandlas tillsammans med BDT-vattnet. Detta innebär att en av KL-sorteringens stora fördelar går förlorad, dvs att inga smittämnen från toaletten sprids i närmiljön och att man härigenom minimerar risken för smittspridning till grundvattnet, som ofta används som dricksvatten. Inget av dessa vattenbesparande alternativ, vakuumtoalett, urinsorterande toalett med eller utan Aquatron, är vanligt eftersom acceptansen för toaletter som inte ser ut som andras är låg.

### **KL-sortering idag - befintliga slutna tankar**

Idag är den vanligaste hanteringen av källsorterat KL-vatten i slutna tankar att det körs till närmaste avloppsreningsverk för behandling. Dock undersöker flera kommuner alternativa behandlingsmetoder för KL-vattnet av flera anledningar. Exempel på sådana är att reningsverket nått sin kapacitetsgräns och/eller dålig arbetsmiljö för förarna på grund av transporter med tankbil och släp på småvägar på landsbygden. Man vill korta transporterna eftersom detta gör det rimligt att köra utan släp, vilket dessutom ofta ger bättre ekonomi. I flera kommuner, t.ex. Örebro, Katrineholm, Uddevalla har man därför börjat samarbeta med lantbrukare och speciellt sådana som har friställda användbara gödselbrunnar som kan användas för lagring av KL-vattnet. Man anlitar sedan lantbrukaren som entreprenör och denne använder också KL-vattnet som gödselmedel, antingen till fodergrödor eller till energigrödor.

Potentialen återföring av växtnäring vid KL-sortering är 4,6 kg kväve och 0,51 kg fosfor per person och år om all växtnäring samlas upp, dvs om personen uteslutande använder KL-sorterande system. Med en hemvarotid på 65% (EK m.fl., 2011; Jönsson m.fl., 2000) innebär därför att 3,0 kg kväve och 0,33 kg fosfor per person och år bör samlas i hushållets slutna tank. För fritidshus blir det mindre. Vi har räknat med att personerna vistas i fritidshuset fyra veckor heltid per år, vilket innebär att 0,35 kg kväve och 0,04 kg fosfor per person och år samlas i den slutna tanken vid fritidshuset. Miljöpåverkan skulle bli mindre vid återföring som hygieniserat gödselmedel än med dagens hanteringssystem och driftskostnaden oftast troligen lägre.

I de flesta kommuner blandar man idag KL-vattnet från slutna tankar med innehållet från trekammarbrunnar, eftersom detta är rationellt ur transportsynpunkt. Ur ett växtnäringsperspektiv är det inte att rekommendera, eftersom halterna av växtnäring i trekammabrunnsslam är låga.

Tungmetall-fosforkvoterna är däremot mycket höga (Almedal, 1998), eftersom mycket tungmetaller men lite fosfor tillförs från BDT-vattnet.

### **Behandling av KL-vatten - Utvecklingsprojektet med LRF**

LRF har stämmobeslut på att man skall verka för att källsorterade toalettfraktioner skall återföras till lantbruket som gödselmedel, och LRF verkar för detta såväl centralt som regionalt. Nyligen, hösten 2012, har LRF centralt i samarbete med de flera lokala LRF organisationer och flera kommuner startat ett projekt för implementering av system för insamling och ammoniakbehandling av KL-vatten för säker återföring i lantbruket.

### **Behandling av KL-vatten – våtkompostering**

Vid våtkompostering utnyttjar man att mycket värmeenergi frigörs vid aerob nedbrytning av organiskt material. Denna energi utnyttjas för att, tillsammans med överskottsvärme från den eldrivna luftaren, värma substratet till 55°C och hålla temperaturen där under minst sex timmar, vilket är en tids-temperaturkombination som ger säker hygienisering enligt Naturvårdsverkets författningsförslag (Naturvårdsverket, 2002). Även med vakuumtoalettsystem är emellertid vattenhalten för hög och halten nedbrytbart organiskt material för låg i KL-vatten för att nå 55°C. För att höja substratets torrsustanshalt blandas därför KL-vattnet med torrare substrat i form av latrin, matavfall eller gödsel. Detta innebär att halten organiskt material i substratet ökar, och att mera värmeenergi kan frigöras när det bryts ned, men för att denna större mängd organiskt material skall brytas ned aerobt krävs mera luft, vilket ökar behovet av elenergi och därmed behandlingskostnaderna per kubikmeter.

Våtkompostering är ett högmekaniserat behandlingssystem med relativt höga investeringskostnader. Kostnaden för den senaste konstruerade anläggningen med två reaktorer anpassade för forskning och utveckling, den i Södertälje, överstiger åtta miljoner kronor. Om den inte utformats för forskning och utveckling skulle den enligt uppgift kunnat byggas väsentligt billigare. För behandling av KL-vatten finns det tre våtkompostanläggningar i Sverige, två i Norge och en på Åland.

### **Kvicksunds våtkompostanläggning, Eskilstuna**

Anläggningen på Sörby gård, Kvicksund, byggdes för att behandla köksavfallet samt KL-vattnet från den näraliggande Tegelvikens skola, som är utrustad med vakuumtoaletter. Reaktorn är 32 m<sup>3</sup> stor och årskapaciteten är 1 500 m<sup>3</sup>. Materialsammansättningen i anläggningen är 1/3 klosettwater och latrin samt 2/3 flytgödsel från nötboskap (Eskilstuna, 2012). Materialet körs veckovis från skolan till anläggningens mottagningsbrunn. Under sommarsäsongen tillförs dessutom latrin från torrtoaletter. Trots detta är blandningen emellertid inte tillräckligt energirik för att nå 55°C. Därför tillförs också nötgödsel från den gård där anläggningen byggts för att höja halten av organiskt material och därmed nå den önskade behandlingstemperaturen. Efter behandling, som tar knappt två veckor töms två tredjedelar av reaktorn i en större lagringsbehållare, med värmeväxling till mottagningstanken, för att sedan spridas på åkermark som gödselmedel vid lämplig tidpunkt. Anläggningen har under 2012 överlåtits från kommunen till lantbrukaren som driver anläggningen.

### **Karby våtkompostanläggning, Norrtälje**

Syftet för anläggningen i Norrtälje liknar det för anläggningen i Kvicksund. Byggandet av anläggningen, samt åtgärdandet av undermåliga enskilda avlopp i närheten, fick bidrag ur LIP (Lokala Investeringsprogrammet). Inom projektet byggdes ca 100 KL-sorterande system med vakuumtoalett eller annan extremt vattensnål toalett på fastigheter med tidigare undermåliga avlopp. Förutom dessa finns det ett mycket stort antal äldre KL-system, med vanlig toalett, i Norrtälje. Anläggningens kapacitet räcker därför endast till att behandla ca 10 % allt KL-vatten i kommunen. Liksom i Kvicksund har extra substrat med högre torrsustanshalt behövt tillföras. Man har använt latrin, organiskt avfall

samt gödsel. Reaktorn har under senare år endast körts säsongvis, och varit stängd under vinterhalvåret. Kommunen utreder nu möjligheten att konvertera anläggningen till en biogasanläggning (Norrtälje, 2011).



Figur 7. Våtkompostanläggningen i Karby, Norrtälje. På bilden syns de två reaktorerna, manöverhuset, lagringstanken i bakgrunden och framför huset ett en vakuumtoalett, vilket är det som förordas för att maximera TS-halten i inkommande KL-vatten. Foto: H. Jönsson.

### **Behandling av KL-vatten – ureabehandling**

Uddevalla kommun har cirka 2000 slutna tankar och har under det senaste året valt att förändra systemet från att köra KL-vattnet till reningsverket till att köra det till gödselbrunnar på lokala lantbruk. Kommunen bekostar byggandet av permanent täckning över dessa brunnar. Drivkraften är ekonomi (beskrivs närmare nedan) samt miljöeffekter. Inom ramarna för projekt undersöker kommunen för hygienisering alternativ till långtidslagring, eftersom denna inte är säker. Kommunen provar ammoniakhygienisering, genom tillsats av urea, för behandling av KL-vattnet.

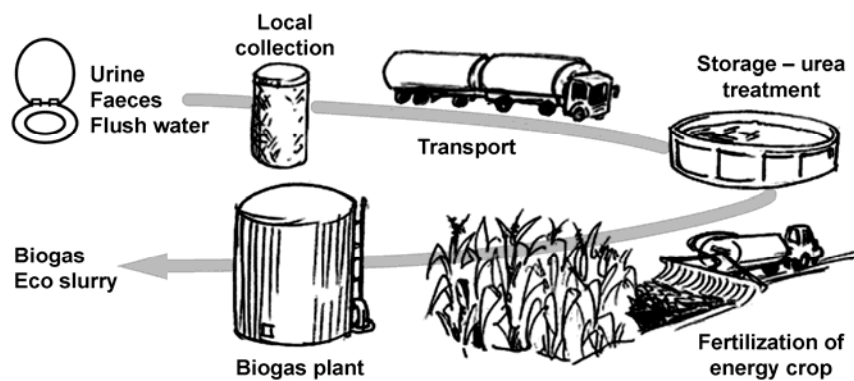
### **Behandling av KL-vatten – kombimetoden**

I Södertälje har kommunen byggt en anläggning där man kombinerar våtkompostering och ammoniakbehandling i en tvåstegsbehandling i serie. Först våtkomposteras KL-vattnet under ca en vecka, vilket gör att dess temperatur stiger till över 35°C även utan extrasubstrat med hög torrsbstanshalt. Man når, på grund av KL-vattnets låga torrsbstanshalt, dock inte så höga temperaturer att materialet hygieniseras av enbart temperaturen. Efter komposteringen blandas 0,5% urea in i det varma KL-vattnet. Eftersom KL-vattnet innehåller ureas bryts urean snabbt ned och bildar ammoniak, som höjer pH på materialet och hygieniserar det på en vecka eftersom temperaturen är runt 30-35°C. Efter detta återvinns värmen från det behandlade vattnet till en ny behandlingsomgång. Det hygieniserade materialet pumpas till en större, täckt lagringstank, för att sedan användas som gödsel i lantbruket som driver behandlingsanläggningen. Investeringen för systemet var ca åtta miljoner kronor och dess beräknade kapacitet är att behandla avlopp från ca 500 hushåll.

## Hanteringen av KL-vatten – långtidslagring

### Lunds kommun

Kommunen har stort antal slutna tankar för att skydda känsliga vattenrecipenter. I ett forskningsprojekt avtalades med en lantbrukare att KL-vattnet skulle hanteras lokalt. Kommunens sugbilar tömmer KL-vattnet i gödselbrunnar som inte längre används. Brunnarna som används är saknar täckning vilket leder till ammoniakförluster och utspädning med regnvatten. Försök med ureabehandling i låg dos har genomförts men eftersom täckning saknats har behandlingen inte varit tillräckligt effektiv och nu tillämpas långtidslagring kombinerat med användning av KL-vattnet för gödselbevattning av energigröda, främst fodermajs och fiberhampa. Kommunens främsta drivkraft var ekonomi och arbetsmiljö. Arbetsmiljön blir bättre eftersom transporterarna minskar och dessutom blir enklare då de korta transporterarna gör att man inte behöver köra med bil och släp, vilket behövdes tidigare eftersom KL-vattnet transporterades ända till reningsverket i Lund. Spridningen av KL-vattnet har främst skett med bevattningsrigg eftersom växtnäringshalterna varit låga. KL-hanteringen sågs som en del i en uppgraderingskedja där KL-vattnet gödslade energigrödor som rötades, vilket gav energi i form av biogas samt en rötrest som man hoppades skulle vara möjlig att få godkänd som ekogödsel med hög acceptans (figur 8). Projektet drevs som ett försöksprojekt i mindre skala för att utvärdera potentialerna och funktionen av hanteringen. Projektet drivs inte längre eftersom man inte hade tillgänglig lokal kapacitet för att röta energigrödorna men det finns diskussioner kring en fortsättning.



Figur 8. Konceptskiss för behandlingen av KL-vattnet i Lunds kommun där KL- vattnet först hygieniseras och används som gödsel till energigröda som rötas. Denna rötrest skall användas för gödsling i konventionellt eller ekologiskt lantbruk. Figuren är från Vinnerås och Jönsson (2013) med tillstånd av copyrightinnehavaren IWA Publishing.

### Katrineholms kommun

KL-vatten lagras i en ledig öppen gödselbrunn. Gödseln lagras länge, vilket leder till utspädning med regnvatten. Lantbrukaren använder det lagrade KL-vattnet under hösten som gödsel i höstsådd gröda.

### Enköpings kommun

Enköpings kommun har under mer än tio år samlat KL-vatten från slutna tankar och trekammarbrunnsslam i öppna lagringsdammar byggda för ändamålet och strategiskt placerade för korta transporter. Vattnet har lagrats i tio månader innan det spridits som gödsel i nyskördad energiskog.



## **Ekonomi för KL-vatten från enskilda hushåll – slutna tankar**

I Uddevalla kostar behandling av KL-vatten i reningsverket 340kr/m<sup>3</sup>. För den alternativa hanteringskedjan där man samlar det i en ledig gödselbrunn och använder det som gödselmedel betalar man lantbrukaren 60 kr/m<sup>3</sup>. I betalningen till lantbrukaren ingår inte spridningen som enligt Maskinringens taxa kostar ca 20 kr/m<sup>3</sup>. Hygieniserat KL-vattnet genom tillsats med 0,5-1 % urea ökar kostnaden med 30-60 kr/m<sup>3</sup> för det tillsatta kvävet. Den totala lagrings- och behandlingskostnaden för kommunen blir därmed 90-120kr/m<sup>3</sup>. KL-vattnets värde för lantbrukaren är 30-60 kr/m<sup>3</sup> för kväveeffekten från ureatillsatsen, medan hans kostnader beräknas till ca 20 kr/m<sup>3</sup> för spridningen. Investeringskostnaden för Uddevalla kommun var ca 200 000 kr för installation av täckning av gödselbrunnen där KL-vattnet skall lagras. Besparingen av att transporterna till lokala satellitlager blir kortare än att köra KL-vattnet till reningsverket har inte inkluderats i beräkningarna. Med en behandlingstid på ett år och tio års avskrivning på täckningen blir lagringskostnaden 20 000 kr per år och med kapaciteten 1 000 m<sup>3</sup> per år blir brunns kostnad 20 kr/m<sup>3</sup>. Totalt sparar kommunen 200 kr per behandlad kubikmeter KL-vatten jämfört med dagens konventionella behandling och då är de minskade transporterna inte inräknade.

I anläggningen i Södertälje tillsätts 0,5% urea till en kostnad av ca 30kr/m<sup>3</sup>. I Södertälje betalar man inte lantbrukaren för spridningen utan överenskommelsen med lantbrukaren är att materialets gödselvärdet betalar för lantbrukarens kostnad för spridningsarbetet. Investeringskostnaden för Södertäljes system med våtkompostering kombinerat med ureabehandling var relativt stora. De största kostnaderna står byggandet av våtkompostanläggningen och det stora lagringsutrymmet för, vilka båda fördröjs av att de utformats för att passa forskning och utveckling. Den totala investeringen för systemet var ca åtta miljoner kr, vilket dock bara var en bråkdel av vad kostnaden skulle blivit för att förse fastigheterna med kommunalt VA.

## **KL-vatten – potential för återföring av växtnäring**

Det finns flera olika scenarier för hur källsortering och återföring av KL-vatten kan införas i samhället. Det enklaste alternativet är att kommunerna, liksom Enköping och Uddevalla, bygger upp system för att återföra avloppet från dagens befintliga slutna tankar i stället för att köra denna fraktion till reningsverket. Det finns ungefär 122 000 fastigheter, 84 000 permanentbostäder och 38 000 fritidshus, med slutna tankar (Ek m.fl., 2011). Med de förutsättningar och antaganden som beskrivs i avsnittet *Genomförande – material och metoder* beräknas därför återföringspotentialen för fosfor bli 66 ton per år och för kväve till 590 ton per år. Denna återföring bör kunna genomföras snabbt, inom några få år, då initialt endast små investeringar krävs (se fallet Uddevalla ovan). För att öka systemets miljömässiga hållbarhet bör hushållens toaletter på sikt bytas ut från dagens vanliga toaletter till mycket eller extremt vattensnåla toaletter, t.ex. toaletter med vakuumenteknik. Detta bör göras för att minska transporterna och därmed driftkostnaderna för och luftutsläppen från systemet. Sådana system som samlar upp KL- och BDT-vatten samlat i en tank bör också byggas om så att KL-vattnet samlas upp separat. Dessutom bör användarna informeras om att de inte skall hålla skurvatten i toaletten, eftersom detta kraftigt ökar mängden tungmetaller i det uppsamlade KL-vattnet, och helst bör fastigheterna förses med speciella slasktrattar i lämplig höjd för uthållning av skurvatten. Just inblandning av skurvatten hållt i toaletten är en trolig orsak till att kadmium-fosforkvoten för KL-vatten enligt Jönsson m.fl. (2005) är 11,1 mg Cd/kg P, medan den i uppsamlat KL-vatten i Lund mätts till 19 mg Cd/kg P i genomsnitt för nio mätningar (Johansson och Svensson, 2012). Intervallet för deras analysvärden var dock mycket stor både mellan olika prover och mellan olika laboratorier som analyserat samma prov, från 7,7 till 40 mg Cd/kg P. Proverna av KL-vatten i Lund har tagits ut efter sugbilstransporten från fastigheterna och man har inte kontrollerat om t.ex. skurvatten eller liknande tömts i toaletten, medan proverna som värdena i Jönsson m.fl. (2005) baseras på tagits ut i husen, nära toaletterna och under mätkampanjer där hushållen varit väl informerade om att endast toalettavfall skall hamna i toaletten.

Ett annat möjligt scenario för utbyggnad av KL-sortering är att alla undermåliga avlopp i Sverige kretsloppsanpassas med KL-sortering i samband med uppgradering till laglig standard. Då antalet olagliga enskilda avlopp uppskattas till 277 000 stycken (191 000 permanentboende och 86 000 fritidshus) (Ek m.fl., 2011) beräknar vi återföringspotentialen för detta scenario till 150 ton fosfor per år (tabell 1). Författningsmässigt har detta scenario stöd i Naturvårdsverkets allmänna råd om små avloppsanordningar (Naturvårdsverket, 2006) där man, som en tolkning av 2 kap. 3 § miljöbalken, ger som ett av de rekommenderade grundkraven på enskilda avlopp kravet "Avloppsanordningen möjliggör återvinning av näringsämnen ur avloppsfraktioner eller andra restprodukter". Denna rekommendation har hittills implementerats av endast ett fåtal kommuner, bl.a. Tanum och där har det enligt den lilla epostenkät som utförts inom ramen för denna studie fungerat i stort sett bra (Vestgård, pers. med.). Kommunerna jobbar nu intensivt med att inventera och genom förelägganden få till stånd de undermåliga enskilda avloppen, vilket innebär att här finns en stor återföringspotential som bör utnyttjas snarast, innan för många avlopp byggs om till icke kretsloppsanpassade system.

Om krav på kretsloppsanpassning av enskilda avlopp genom införande av KL-sortering införs kommer detta krav att också omfatta nybyggnationer av hushåll med enskilda avlopp. Detta är ett krav som införts av Södertälje kommun för Hölö-Mörkö-området och som diskuteras i flera andra kommuner. Om ett sådant krav införs nationellt ökar återföringspotentialen ytterligare, men vi har inte underlag för att beräkna hur mycket, vilket vi markerat med frågetecknet i tabell 1. Ett tredje scenario är att KL-sortering också införs i samband med den stora renoveringen av miljonprogrammet som troligen genomförs under de kommande tio åren. Idag hävdar många bostadsorganisationer att den inte har råd med denna viktiga renovering som beräknas kosta 2-12 000 kr per m<sup>2</sup> och man kräver därför statligt stöd för renoveringen. Om ett sådant stöd inrättas kan det förenas med krav på kretsloppsanpassning av avloppen till KL-sortering. Totalt omfattar renoveringsbehovet över 800 000 lägenheter, varav ca 650 000 bedöms vara i behov av ombyggnad inom de närmaste 5 åren. Om vi antar att 650 000 lägenheter byggs om till KL-sortering ger det en återföringspotential på 400 ton fosfor (tabell 1).

Om vi tänker oss det hypotetiska fallet att vi KL-sorterar och återförde allt toalettavfall i Sverige skulle detta ge en återföring av 4 800 ton fosfor och 43 000 ton kväve. Detta motsvarar 44 % av den genomsnittliga försäljningen av mineralgödsel fosfor under åren 2007/08-2009/10, för kväve, kalium och svavel är motsvarande siffror 26, 48 och 13 %. Detta visar att med KL-sortering är potentialen stor att ersätta ett flöde baserat på icke förnybara resurser med ett förnybart flöde.

Tabell 1. Potential för återföring av kväve och fosfor om återförande KL-sortering införs i samhället i olika skala

System	P återföring (ton/ år)	N återföring (ton/ år)	Viktiga faktorer för genomförande
Befintliga slutna tankar till lantbruk	66	590	Uppsamlingen sker idag. Flödet behöver omdirigeras på kommun- eller förvaltningsnivå.
Undermåliga enskilda avlopp byggs om till KL-sortering	150	1 300	Systemen anpassas i samband med ombyggnation som ändå krävs, vilket gör det billigare och enklare.
KL-sortering i alla ny- och ombyggnationer av enskilda avlopp	??	??	Systemen anpassas i samband med ny-, ombyggnation som krävs ändå, vilket gör det billigare och enklare.
Miljonprogrammet 650 000 lägenheter	400	3 600	Systemen anpassas i samband med ombyggnation som krävs ändå, vilket gör det billigare och enklare. Om bidrag införs kan dessa kopplas till växtnäings-återförse. Kräver strategibeslut på nationell nivå.
Total potential på kort – medellång sikt	620	5 500	Ovanstående förslag sammanräknade
KL-sortering i alla toaletter i Sverige	4 800	43 000	Återföring av allt KL-vatten i Sverige.

## Urinsortering med våt fekaliehantering

### Systemets uppbyggnad

Urinen är den avloppsfraktion som bidrar med mest växtnäring (figur 1) samtidigt som volymsflödet är litet. Av denna anledning byggdes under 1990-talet relativt många ekobyar och miljöhus. På senare år har urinsortering huvudsakligen installerats i fastigheter med enskilda avlopp och då framförallt i kommuner som har en policy för att de enskilda avloppen skall vara kretslopps-anpassade, t.ex. Tanums kommun.



Figur 9. Urinsortande avloppssystem med våt fekaliehantering. Fekalierna leds alltså tillsammans med BDT-vattnet till en gemensam behandling, antingen i reningsverk eller i en enskild anläggning. Figuren visar en enskild anläggning där fekalierna, tillsammans med BDT-vattnet behandlas i slamavskiljare och markbädd. Figuren är från Avloppsguiden med tillstånd.

Urinsortering är ett konceptuellt enkelt system, där urinen samlas upp, källsorteras, i en främre skål i toaletten, medan fekalierna, toalettpapper och huvuddelen av spolvattnet hamnar i den bakre skålen.

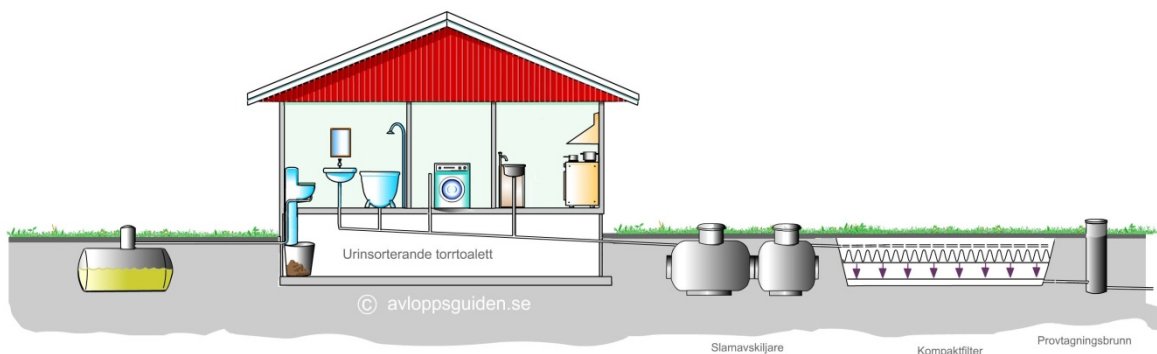
Urinen leds genom ett eget ledningssystem till en uppsamlingstank på fastighets-, kvarters- eller områdesnivå (figur 9), varifrån det transporteras till behandling och vidare utnyttjande som gödselmedel. Idag består behandlingen vanligen av hygienisering genom lagring. Efter hygieniseringen sprids urinen som gödselmedel. En del av urinen hamnar utanför den främre skålen, den felsorteras. Denna samlas inte upp utan går vidare i systemet tillsammans med fekalierna och återvinningen av näringen i den fraktion beror på hur systemet är uppbyggt. Andelen urin som samlas upp i urinfractionen har uppskattats utifrån mätningar i tre olika bostadsområden av Jönsson m. fl. (2000). Andelen utsorterad urin beror på brukaren och där var en stor skillnad mellan områdena. Den högsta andelen utsorterad urin (82 %) var en ekoby och innevånarna både miljöintresserade och insatta i värdet av den utsorterade urinen. Detta gällde inte alls för de boende i de båda andra områdena som var hyresområden som försetts med urinsortering när de genomgick en miljöorienterad renovering. I dessa områden beräknades att runt 63 % av urinen sorterades ut. Då toaletterna i mätningarna var försedda första generationen urinsortering toaletter bedömer vi det troligt att utsorteringen med förbättrade toaletter och med väl informerade boende kommer att vara i intervallet 75-90 %. I beräkningarna av återföringspotentialen har vi räknat med att 75 % av urinen sorteras ut.

### **Torr fekaliehantering med eller utan urinsortering**

Urinsortering med torr fekaliehantering är ett vanligt system för fritidshus. Det har en stor fördel i att det normalt inte ger några utsläpp till vatten. Urinsorteringen kan vara i form av en enkel urinsortering insats till ett utedass. Detta är troligen mycket vanligt. Kvarnström m.fl. (2006) uppskattade att det sålts runt 120 000 enklare urinsortering toaletter, vilket inkluderar både urinsortering insatser till utedass och urinsortering torrtoaletter av plast, som Separett Villa (figur 10).



*Figur 10. Den urinsortering insatsen Dass-Isak avsedd för utedass till vänster och den urinsortering plasttoaletten Separett Villa till höger. Foton: Separett AB*



Figur 11. Urinsorterande torrtoalett med uppsamling av fekalierna under toaletten. Behandlingen, oftast kompostering, av fekalierna sker med denna typ av toalett utomhus. Figuren är från Avloppsguiden med tillstånd.

Förutom urinsorterande torrtoaletter med enbart uppsamlingen av fekalierna inomhus (figur 11), finns också olika typer av toaletter, multrum och mulltoaletter, där fekalierna inte bara samlas upp utan också behandlas inomhus. Dessa kan vara med eller utan fekaliehantering.

Utifrån uppgifter i Naturvårdsverket (2004) och Ek m.fl. (2011) har vi på det sätt som beskrivit i *Material och metoder* grovt uppskattat antalet fastigheter med någon typ av torrtoalett till 180 000, varav 23000 permanentbostäder och 157 000 fritidsfastigheter.

## Hantering och behandling av källsorterad urin

Hanteringsskedjan för källsorterad urin är principiellt enkel eftersom urinen har en mycket god hygienisk kvalitet vid utsöndringen. Den risk som finns för smittspridning vid dess användning kommer därför nästan uteslutande från den kontaminering av fekalier som kan ske i urinsorterande toaletter. Dessutom är pH hos den urinsorterade urinen är högt, runt 9, och ammoniumhalten är hög vilket innebär att smittämnen avdödas väl bara genom lagring. Hygienisering genom lagring lär vara den enda behandling av källsorterad urin som görs i Sverige. I större system, där urin samlas från flera hushåll, lagras i regel urinen utan påfyllning av ny urin under minst 6 månader. Enligt Naturvårdsverkets förslag till författning (Naturvårdsverket, 2002) är detta den behandling som krävs före gödsling av livsmedelsgrödor som processas och fodergrödor, utom vall för produktion av foder. Detta är den behandling som förefaller användas för den urin som hämtas och återförs centralt i t.ex. Norrköping och Linköping (Franzén, pers. medd; Fransson, pers. medd.) När urinen används till att gödsla grödor för bara det hushåll som urinen kommer från behövs ingen lagring (WHO, 2006; Jönsson m.fl., 2000) eftersom risken för smittspridning inom familjen via andra smittvägar, t.ex. vattenkranar och dörrhandtag, bedöms vida större än risken för smittspridning via urin och uringödslad gröda. Däremot finns rekommendationen att grödan skall sköras tidigast 1 månad efter senaste gödsling. I många kommuner kan fastighetsägaren på tillstånd att sprida urinen på den egna tomten under förutsättning att tomten är tillräckligt stor för att tillåta spridning, men det är endast sällan som tillståndet är förenat med ett krav på att inte skörda någon gröda tidigare än en månad efter skörd.

## Ekonomi – urinsortering inom verksamhetsområde för VA

För många av dagens urinsorterande system med våt fekaliehantering inom kommunernas verksamhetsområden för VA har brukarna en högre kostnad än om de inte källsorterade urinen, eftersom de i regel själva får betala för transport och spridning av urinen. Exempel på sådana system är ekobyen Understenshöjden i Stockholm, som betalar 350-450 kr per hushåll och år för urinens transport och spridning (Söderlund, pers. medd.). Fram till 2007 fick området en rabatt på VA-

avgiften motiverad av att urinsorteringen ledde till att belastningen på och kostnaden för avloppsreningen minskade. Stockholms kommun avvecklade runt 2007 sitt återföringssystem för källsorterad urin. Nu transporteras urinen till Ekeby gård i Södertälje, där den sprids (Söderlund, pers. medd.).

Situationen var liknande för ekobyen Hällens ekoby i Uppsala. Varje hushåll betalade ca 200 kr per år för att få den källsorterade urinen spridd på åkermark och inte heller de fick någon rabatt på VA-avgiften, trots att den minskade belastningen på avloppsreningen enligt VA-organisationens industritaxa beräknades vara värd 265 kr per hushåll och år (Andersson, 2006).

Investerings- och driftskostanden för ett urinsorterande system har undersökts för Norra Djurgårdsstaden i en initial systemanalys. De tre systemalternativ som undersöktes var dels konventionellt (sopsug för avfallet inkl. köksavfallet, konventionellt avlopp), dels KAK-biogas (köksavfallskvarnar till dekanterande uppsamlingstankar till biogas och sedan gödsel) och dels KAK-biogas+urinsortering (som KAK-biogas kompletterat med urinsortering). Den årliga driftskostnaden för det urinsorterande systemet beräknades öka den årliga kostnaden för avloppssystemet med ca 45% till ca 1 900 kronor per hushåll, medan köksavfallskvarnarna med uppsamlingstankarna beräknades öka kostnaden för köksavfallet med ca 77% till 4 300 kronor per hushåll. I denna studie beräknades köksavfallskvarnarna, som var kopplade direkt till avloppssystemet, varken öka återföringen av fosfor eller kväve till åkermark, medan urinsorteringen ökade återföringen med 2,2 kg kväve och 0,2 kg fosfor per boende och år. Urinsortering var den systemförändring som kostade klart minst per kilogram ökad återföring av växttillgänglig näring till åkermark.

## **Ekonomi – urinsortering enskilda avlopp**

I en studie av olika kretsloppsanpassade enskilda avlopp (Kärman m.fl., 2005) var urinsortering det kretsloppsanpassade system som var billigast bland de vattenspolade. Baserat på 18 besvarade enkäter beräknades den årliga merkostnaden (drifts- plus kapitalkostnad) jämfört med en vanlig markbädd till knappt 1000 kr per år. Jämfört med markbädd var investeringskostnaden 15 000 kr högre i snitt än för bara en markbädd. Som jämförelse ger Avloppsguiden.se (besökt 2012-09-07) investeringskostnaden för urinsortering i ett hushåll till 26 000-43 000 kr (toalett 6 000-8 000 kr, urintank 10 000-15 000 kr och installation 10 000-20 000 kr).

Inom ramen för detta uppdrag tillfrågades 11 kommuner som har urinsorterade anläggningar om de har ett kommunalt organiserat återföringssystem för urin och vad hämtning av urinen i så fall kostar. Fyra av de kommuner som svarade hade vardera flera hundra urinsorterande installationer. Trots att det länge har funnits ett mål att återföra fosfor från avlopp, den återföringsmöjlighet av ren fosfor som den källsorterade urinen representerar och trots rekommendationen i *Handbok till allmänna råd* (Naturvårdsverket, 2008) att kommunen skall bygga återföringssystem för källsorterade fraktioner, var det bara två av kommunerna, Linköping och Norrköping, där kommunen organiserat ett återföringssystem för den källsorterade urinen. Båda kommunerna har styrt hämtningen av urinen till koncentrerade kampanjer genom att hämtningen under dessa perioder är gratis. Urinen går under dessa perioder till lantbruk.

## **Källsorterad urin – potential för återföring av växtnäring**

Liksom för KL-sortering finns flera olika scenarier för hur sortering och återföring av källsorterad urin kan införas i samhället. Det enklaste och snabbaste scenariot är att kommunerna, liksom t.ex. Tanum, Norrköping och Linköping, bygger upp system för att återföra den urin som redan idag källsorteras i stället för att köra denna fraktion till reningsverk. Enligt Ek m.fl. (2011) finns det ca 22 000 fastigheter med urinsortering och våt fekaliehantering i Sverige. Vi räknar, liksom Ek m.fl. med att 15 000 av dess är permanentbostäder och 7 000 fritidsfastigheter. Med de förutsättningar och

antaganden som beskrivs i Material och metoder, bl.a. att utsorteringsgraden för urin är 75%, beräknas därför återföringspotentialen för fosfor med den urin som källsorteras idag vara 6 ton per år och för kväve till 69 ton per år. Större delen, 5 ton fosfor och 65 ton kväve, av denna återföring kommer från permanentbostäder och för denna del bör återföring kunna genomföras snabbt, inom några få år, då initialt endast små investeringar krävs. Det som krävs är att den urin som samlas in körs till lantbruk istället för till reningsverk. Det är dock en viss andel av urinen som inte samlas in, utan som återförs som gödsel på tomten då samtliga kommuner som tillfrågats lämnar tillstånd till detta, under förutsättning att tomten är tillräckligt stor. Vi antar att i genomsnitt för landet återförs 20 % av den källsorterade urinen på egen tomt. I kommuner som t.ex. Värmdö, som enligt Kvarnström m.fl. (2006) har mer än 500 urinsorteringssystem och som trots detta inte har kommunen någon organiserad återföring av källsorterad urin (Stafström, pers. medd.) kan det vara mycket mer, eftersom det kostar att få urinen hämtad. I kommuner som Norrköping, där urinen hämtas gratis en eller två gånger per år (Franzén, pers. medd.) är det däremot endast få fastighetsägare som använder urinen själva. Den urin som fastighetsägaren inte använder på egen tomt hämtas troligen av kommunen och körs vanligen till reningsverk. Om kommunerna inför minst en kostnadsfri hämtning av urin per år, antar vi därför att endast 10% av fastigheterna med urinsortering kommer att fortsätta att använda den själv på tomten, Detta innebär att 90% den urin som redan källsorteras kan återföras till jordbruk. Redan idag finns det vissa kommuner som har återföringssystem för källsorterad urin, t.ex. Tanum, Norrköping och Linköping, och det finns också flera som återför källsorterad urin tillsammans med innehåll i slutna tankar till åkermark, t.ex. Enköping. Det finns ingen uppskattning av hur stor andel av landets källsorterade urin som redan återförs till lantbruk. Utifrån att organiserad återföring av källsorterad urin idag kanske sker i 10 kommuner som dock har en relativt stor andel av landets urinsorteringssystem, antar vi att 5 % av den urin som källsorteras idag återförs till lantbruk.

Tabell 2. Potential för återföring av kväve och fosfor om återföring av källsorterad urin införs i samhället i olika skala

System	P återföring (ton/ år)	N återföring (ton/ år)	Viktiga faktorer för genomförande
Urin från WC-anläggningar som återförs till lantbruk redan idag	0,3	3	Antar att 5 % av den urin som källsorteras idag verkligen återförs till lantbruk
Urin från dagens urinsortering WC-anläggningar till lantbruk	5	62	Uppsamlingen sker idag. Flödet behöver omdirigeras på kommun- eller förvaltningsnivå. Antar 10 % används på egen tomt och 90 % återförs till lantbruk
Undermåliga enskilda avlopp byggs om till urinsortering	72	880	Systemen anpassas i samband med ombyggnation som krävs ändå, vilket gör det billigare och enklare.
Urinsortering i alla ny- och ombyggnationer av enskilda avlopp	??	??	Systemen anpassas i samband med ny-, ombyggnation som krävs ändå, vilket gör det billigare och enklare.
Miljonprogrammet 650 000 lägenheter	194	2 360	Systemen anpassas i samband med ombyggnation som krävs ändå, vilket gör det billigare och enklare. Ev. bidrag kan kopplas till växtnäringens återförsel.
Total potential på kort – medellång sikt	270	3 340	Ovanstående förslag sammanräknade
Urinsortering i alla toaletter i Sverige	2 350	28 600	Återföring av all urin i Sverige.

De möjliga framtida scenariorna som utvärderas är de samma som för KL-sorteringen, att alla undermåliga avlopp i Sverige kretsloppsanpassas med urinsortering i samband med uppgradering till laglig standard. Detta ger för 277 000 fastigheter (191 000 permanentboende och 86 000 fritidshus) (Ek m.fl., 2011) en beräknad återföringspotential på 72 ton fosfor per år (tabell 2).

Det tredje scenariot är införande av urinsortering vid renoveringen av miljonprogrammet. Totalt omfattar renoveringsbehovet över 800 000 lägenheter, varav ca 650 000 bedöms vara i behov av ombyggnad inom de närmaste 5 åren. Om vi antar att 650 000 lägenheter byggs om till urinsortering ger det en återföringspotential på 190 ton fosfor. Det sista alternativet är det hypotetiska fallet att alla toaletter skulle vara urinsorterande vilket skulle ge en återföring av 2 400 ton fosfor och 29 000 ton kväve (tabell 2). Detta motsvarar 28 % av den genomsnittliga försäljningen av mineralgödsel fosfor under åren 2007/08-2009/10, för kväve, kalium och svavel är motsvarande siffror 17, 31 och 8 %. Detta visar att med urinsortering är potentialen stor att ersätta ett flöde baserat på icke förnybara resurser med ett förnybart flöde.

### **Faktorer viktiga för långsiktig funktion**

Flera av de urinsorterande system som installerats inom kommunernas verksamhetsområden har avvecklats, helt eller delvis. Exempel på sådana är: Ekoporten (Norrköping), Miljöhuset (Hallsberg), Björnsbyns ekoby (Luleå). De två samverkande faktorer som nästan alltid tillsammans orsakat avvecklingen är: Man har haft problem med systemets funktion och underhåll och då urinen inte har spritts mer än möjligen någon enstaka gång, och därmed inte kommit till nytta, har man inte sett någon anledning att fortsätta underhålla och sköta sitt system.

Det faktum att systemen fungerar och att ingen bytt från urinsorterande toalett i flera av de tidiga områdena, t.ex. Understenshöjden och Mjölntorpet, visar att när installationen utförts väl och när urinen kommer till användning upplevs det något ökade underhållet med drift och underhåll som rimligt då det leder till förbättrad miljö. Svaren från dessa båda ekobyar visar däremot att de ser den extra kostnad som de betalar, kostnaden för urinens hämtning och spridning, som ett hot mot den breda uppslutning som ännu finns för systemen i byarna.

I flera av kommunerna med många urinsorterande enskilda anläggningar har kretsloppsanpassning av anläggningen ofta varit ett krav för att få installera en ny anläggning. Detta innebär att de enskilda hushållen troligen inte får byta från urinsortering till konventionellt avloppssystem utan att söka om nytt tillstånd. Detta innebär i sin tur att det finns risk att hushållen, om de upplever att drift och underhåll av systemen är besvärlig, byter från urinsorterande till konventionell toalett utan att informera kommunen. För att minimera denna risk är det troligen viktigt att kommunen dels har ett organiserat system för hämtning och nyttiggörande av urinen och att hämtning av urinen minst en gång per år är gratis, precis som det är i Norrköping och Linköping. På detta sätt minimeras både hushållens arbete med systemet, då de slipper att själva ta hand om urinen och systemet ger dessutom inte hushållet någon extra driftskostnad. Dessutom kan kommunen genom tömningarna kvantifiera hur mycket näring som dels avlastas miljön och som dels återförs till åkermark. Denna kvantifiering kan ske både samlat på kommunnivå, men om kommunen vill, också på fastighetsnivå, vilket innebär att man skulle kunna visa för varje hushåll vilken miljönytta som deras urinsortering ger och detta skulle i sin tur kunna påverka deras VA-kostnad.



## Smittämnen och föroreningar

I alla toalettfraktioner kan man förvänta sig att återfinna smittämnen, förr eller senare. I system där man hanterar sitt eget avlopp inom den egna trädgården överskuggas smittan från toalettfraktionerna av övriga smittrisker i hushållet, t.ex. dörrhandtag och tvålar. Smittrisker från källsorterad urin är även den mycket låg eftersom det är få organismer som utsöndras via urinen, alla dessa är ovanliga i Sverige. Den främsta smittan som återfinns i urinen kommer från fekal kontaminering. Studier har visat att det förekommer ca 9mg fekalier per liter urin, vilket motsvarar en utspädning på över  $10^5$ , så risken för smitta i systemet är liten. Dessutom är den höga ammoniakkoncentrationen kombinerat med pH på runt 9 tillräckligt för att urinen skall hygieniseras genom lagring (tabell 3).

Toalettvattnen innehåller däremot 10% fekalier (utan spolvatten) detta gör att smittrisker för denna fraktion är högre, dessutom är ammoniakhalten och pH lägre vilket gör att materialet måste behandlas för att hygieniseras, detsamma gäller separat insamlade fekalier. Det insamlade toalettvattnet måste hygieniseras innan det används som gödselmedel (tabell 3). Hygieniseringens omfattning varierar beroende på användningsområdet för gödselmedlet, när energigrödor gödslas krävs en mindre omfattande hygienisering jämfört med gödsling av livsmedelsgrödor. Hur omfattande behandling som krävs för ett specifikt system bestäms bäst genom att en mikrobiell riskvärdering utförs där risken för överföring av smittan kvantifieras beroende på hanteringssystemet och användningen.

Flödet av läkemedelsrester och hormoner kommer att omdirigeras från vattenutsläpp till mark. Läkemedel som konsumeras utsöndras till stor del, fortfarande aktiva i urin och fekalier (tabell 3). Hur en specifik substans utsöndras beror främst på om den är fett eller vattenlös, de fettlösliga hamnar till huvuddelen i fekalierna medan de vattenlösliga hamnar i urinen, hormoner tillhör de vattenlösliga. I dagsläget hamnar huvuddelen av dessa ämnen sedan i vattendragen efter behandling. I vattendrag har man också sett de huvudsakliga effekterna på miljön samtidigt som nedbrytningen är långsammare jämfört med i mark.

Ett införande av klosettvattnensystem skulle avsevärt minska andelen av dessa substanser som hamnade i vattenrecipienten och leda om flödet till marken där avsevärt mindre effekter på miljön från substanserna kan förväntas, till exempel använder man en faktor tusen i kemiska riskvärderingar för skillnaden mellan utsläpp till vatten och till mark. Dessutom ökar möjligheten att substanserna bryts ned i marken eftersom koncentrationen av mikroorganismer är mycket högre (det finns bortåt samma antal organismer i en kubikmeter jord som i en kubikkilometer vatten, vilket innebär att koncentrationen är en miljard gånger högre, Edhed m.fl., 2012) i mark än i vatten samt att där finns andra ämnen som stödjer mikroorganismernas utveckling, t.ex. näringsämnen.

Tabell 3. Effekt på smittämnen, läkemedelsrester och hormoner av olika hanteringssystem

System	Recipient	Reduktion	Kommentar
<b>Patogener</b>			
Urinsortering och återföring	Ingen skillnad	Låg startkoncentration och hög reduktion i urinen genom lagring	Säkert återföringssystem ur hygienhänseende
Torr fekaliebehandling och återföring	Minskning av smitta till vatten	Kräver aktiv hygienisering, tex varmkompost eller ammoniakbehandling	Vid fullgod behandling ett säkert återföringssystem. Enbart lagring ej tillräckligt
KL-vattenbehandling och återföring	Minskning av smitta till vatten	Kräver aktiv hygienisering, t.ex. med ammoniak/urea. Vid lite spolvatten kan urean i urinen räcka.	Vid fullgod behandling ett säkert återföringssystem. Enbart lagring ej tillräckligt
<b>Organiska föroreningar &amp; läkemedelsrester</b>			
Urinsortering och återföring	Halvering av läkemedelsrester och även större reduktion av hormon till vatten	Ingen reduktion av lagring. Större potential till reduktion i mark jämfört med vatten	Ingen negativ effekt har påvisats av dessa substanser i mark medan stora effekter visats i vatten
Torr fekaliebehandling och återföring	Halvering av läkemedelsrester till vatten.	Viss reduktion i kompostering. Större potential till reduktion i mark jämfört med vatten	Ingen negativ effekt har påvisats av dessa substanser i mark medan stora effekter visats i vatten
KL-vattenbehandling och återföring	Mkt stor reduktion av läkemedelsrester till vatten	Större potential till reduktion i mark jämfört med vatten	Ingen negativ effekt har påvisats av dessa substanser i mark medan stora effekter visats i vatten

## Rötning av matavfall

I Sverige producerades under 2011 biogas motsvarande ca 1,5 TWh (Statens Energimyndighet, 2012). De 19 samröttningsanläggningarna som samrötar matavfall, slakteriavfall, gödsel, slakteriavfall samt avfall från livsmedelsindustrin svarade för 416 GWh. I Tabell 4 redovisas mängder av de olika substrat som 2011 rötades vid samröttningsanläggningarna (Statens Energimyndighet, 2012). Totalt behandlades 613 000 ton varav matavfall utgjorde 22 %, slakteriavfall inklusive verksamhets slam 18 % och avfall från livsmedelsindustrin 10 %. Posten övrigt är relativt stor och beror på att alla anläggningar inte vill uppge sin exakta substratsammansättning p.g.a. av konkurrensskäl. Vidare ingår t.ex. fettavskiljar slam i den kategorin (Blom, pers. medd.). Mängden matavfall var 132 000 ton, vilket

innebär en ökning med 28 % från 2010. Rötning av matavfall vid reningsverk ökade från 45 000 ton år 2010 till 68 000 ton år 2011, d.v.s. en ökning med 44 %.

Tabell 4. Fördelning av substrat till biogasproduktion (ton våtvikt) vid de 19 samrötningsanläggningarna (Statens Energimyndighet, 2012)

Anläggnings- typ	Matavfall	Gödsel	Livsmedels- industri	Slakteri inkl. verksamhetssl am	Energi- grödor	Övrigt	Totalt
Samrötnings- anläggningar	132 000	177 000	59 000	112 000	27 000	106 000	613 000

### Nuvarande återföring av P och N med biogödsel

Totalt producerades vid samrötningsanläggningarna 718 000 ton biogödsel (rötrest) år 2011 (Statens Energimyndighet, 2012) varav 94 % användes som organiskt gödselmedel i lantbruket. Övrig användning finns ej redovisad. För biogödsel finns det frivilliga certifieringssystemet SPCR 120, vilket bygger på en noggrann kvalitetsdokumentation i hela hanteringskedjan där ett antal kriterier måste uppfyllas, bl.a. smittskydd (hygienisering), inga avloppsfraktioner och krav på låga metallhalter. Målsättningen är att öka förtroende för gödselprodukten och bl.a. Krav, Svensk Mjök och Svenskt Sigills Kvalitetsråd godkänner certifierad biogödsel baserat på matavfall. År 2011 var 11 anläggningar certifierade och under 2012 tillkom ytterligare två anläggningar (Blom, pers. medd.). Ca 90 % av den biogödsel som används inom jordbruket är certifierad (Avfall Sverige, 2012).

I tabellerna 5 och 6 ges uppgifter på biogödselns kvalitet hämtade från Henriksson m.fl. (2012). Värdena bygger på biogödsel från 10 samrötningsanläggningar (både certifierade och icke-certifierade) år 2009. Biogödsel har en låg torrsbstanshalt och lämpar sig att spridas med t.ex. släpplangspridare. Biogödsel anses generellt ha fördelar jämfört med vanlig flytgödsel eftersom den orsakar mindre lukt och har en bättre spridbarhet. Vid några samrötningsanläggningar separeras biogödseln i en flytande och fast, stapelbar, fas. Den flytande fasen lämpar sig för spridning i växande gröda och den fasta fasen, som innehåller en stor del av fosfor, sprids som vanlig fastgödsel.

Tabell 5. TS-halt, innehåll av kväve och fosfor samt kadmium-fosforkvot i biogödsel från 10 samrötningsanläggningar<sup>1</sup> (Henriksson m.fl., 2012)

	TS-halt %	P g/kg TS	N g/kg TS	NH <sub>4</sub> -N g/kg TS	Cd/P mg/kg
Medelvärde	3,3	16,1	145	92,6	15,6
Max	5,7	21,3	182	118	21,7
Min	1,7	12,0	105	75,0	7,3

<sup>1</sup> Motsvarar substrat med 13 % matavfall, 24 % gödsel, 15 % livsmedelsindustriavfall, 30 % slakteriavfall och 18 % övrigt avfall.

Tabell 6. Innehåll av metaller i mg per kg TS i biogödsel från 10 samrötningsanläggningar<sup>1</sup> (Henriksson m.fl., 2012), samt riktvärdena för metallinnehåll enligt SPCR 120

	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
Medelvärde	3,2	0,25	85	8,9	0,05	9,1	299
Max	8,3	0,45	253	19	0,09	24	492
Min	1,7	0,10	26	3,3	0,03	3,8	170
SPCR 120	100	1	600	100	1	50	800

<sup>1</sup> Motsvarar substrat med 13 % matavfall, 24 % gödsel, 15 % livsmedelsindustri, 30 % slakteriavfall och 18 % övrigt

Beräkningar baserade på TS-halt och innehåll av P och N per kg TS i tabell 5 erhålls ett medelvärde på 0,53 kg P per ton biogödsel och 4,79 kg N per ton biogödsel. Med utgångspunkt från de 718 000 ton biogödsel som producerades 2011 skulle det innebära ett innehåll av 381 ton P och 3 485 ton N. Kadmium-fosforkvoten var, beräknad utifrån medelvärdena, ca 16 mg Cd per kg P.

Under 2011 behandlades 132 000 ton matavfall vid samrötningsanläggningarna. Med utgångspunkt från att matavfall har ett P- och N innehåll av 0,39 respektive 2,3 % av TS och en TS-halt på 31 % (Jönsson m.fl., 2005) skulle det rötade matavfallet innehålla 160 ton P och 944 ton N. Detta motsvarar 50 % av P respektive 32 % av N i den producerade biogödseln. Enligt uppgifterna i Jönsson m. fl. (2005), som baserar sig på fem olika mätningar av sammansättningen på matavfall/komposterbart avfall från hushåll från mitten av 1990-talet fram till 2002 och två tidigare litteratursammställningar/beräkningar, är kadmium-fosforkvoten i hushållens matavfall ca 37 mg Cd per kg P med en ungefärlig variation mellan 31 och 44 mg Cd per kg P.

### Återföring av P och N vid uppfyllande av etappmål angående matavfall

Enligt ett etappmål om ökad resurshushållning i livsmedelskedjan (Regeringen, 2012) ska åtgärder vidtas så att *"...resurshushållningen i livsmedelskedjan ökar genom att minst 50 procent av matavfallet från hushåll, storkök, butiker och restauranger sorteras ut och behandlas biologiskt så att växtnäring tas tillvara, där minst 40 procent behandlas, så att även energi tas tillvara senast 2018..."*. Vidare föreslås i betänkande av avfallsutredningen (SOU, 2012) att *"...avfallsförordningen kompletteras med krav på att kommunen ska tillhandahålla medborgarna ett insamlingssystem för matavfall i den utsträckning det inte kan anses orimligt utifrån ett samhällsekonomiskt eller insamlingstekniskt perspektiv..."*.

Under 2011 ökade insamling och behandling av källsorterat matavfall med 10 % jämfört med 2010 (Avfall Sverige, 2012). Enligt Avfall Sverige (2012) har ca 60 % av landets kommuner separat insamling av källsorterat matavfall varav drygt 20 kommuner endast har insamling för restauranger och storkök. Ett 70-tal kommuner planerar att införa system för källsortering av matavfall.

Problematiken med att få hög utsorteringsgrad med hög kvalitet har lett till ett ökat intresse för insamlingssystem baserade på användning av matavfallskvarnar. Direktkoppling av matavfallskvarnar till avloppsledningsnätet har ifrågasatts eftersom det är oklart hur det påverkar risken för igensättning av ledningar och korrosion i dem (Mattsson och Hedström, 2012). Det malda avfallet kan samlas genom sedimentation i en tank varifrån vattenfasen leds vidare till avloppsledningsnätet och reningsverket. Det sedimenterade slammet hämtas med slamsugbil och transporteras till en samrötningsanläggning, vilket ger utnyttjande av både energi i form av producerad biogas och växtnäring i form av biogödsel till jordbruket. Enligt Davidsson m.fl., (2011) har tankinnehållet en mycket låg TS-halt, men torrsubbansens halt av organiskt material är hög. Mätningar på modelltankar har visat att det finns risk att en stor del (20-30 %) av torrsubbansen följer med vattenfasen till reningsverket, bland annat på grund av fett som floterar. Risken för metanbildning i

tanken, och därmed explosionsrisk, kan reduceras genom att ha tätare hämtning under sommaren då temperaturen är högre (Davidsson m.fl., 2011)

Uppgifter på den totala mängden matavfall varierar något i litteraturen. Linné m.fl. (2008) använde 1 175 000 ton vid beräkning av biogaspotentialen. Jensen m.fl. (2011) anger uppkommen total mängd till 1 010 000 ton, medan Sonesson m.fl. (2008) har beräknat den totala mängden till 900 000 ton. I följande beräkningar har 1 000 000 ton matavfall ansatts som den totala mängden (100 %) för att beräkna om etappmålet avseende ökad resurshushållning i livsmedelskedjan uppfylls. Av detta antas 67 % komma från hushåll, 17 % från livsmedelsindustrin och övriga 16 % från restauranger, butiker och skolkök enligt Jensen m.fl. (2011). För att nå målet där 40 % av matavfallet behandlas så att växtnäring och energi tas tillvara (d.v.s. rötas) måste 400 000 ton matavfall rötas. Vidare måste växtnäring från ytterligare 100 000 ton tas till vara för att nå 50 % - målet.

### ***Kompostering***

Enligt Avfall Sverige (2012) komposterades 77 520 ton matavfall vid centrala anläggningar. Vidare hemkomposterades 51 500 ton. Detta utgör därmed 129 020 ton och motsvarar 13 % av den totala mängden matavfall. Om vi förutsätter att växtnäring från kompost tas tillvara i form av anläggningsjord och till tomtmark innebär det att de 10 % som enligt målet innebär växtnäringsåterföring utan tillvaratagande av energi är uppfyllt med råge.

### ***Rötning***

De 132 000 ton matavfall som 2011 behandlades i samrötningsanläggningar motsvarar 13 % av den totala mängden matavfall. Vid reningsverken rötades 68 000 ton (7 %). Detta innebär att totalt 20 % av matavfallet rötades år 2011.

Beräkningar av hur mycket mer matavfall som måste rötas för att nå målet med rötning av 400 000 ton matavfall görs här utifrån två utgångspunkter:

- a) Man antar att matavfallets växtnäring tas till vara även vid rötning i reningsverk, vilket innebär att ytterligare 200 000 ton behöver tillföras samrötningsanläggningar eller reningsverk.
- b) Man antar att matavfallets växtnäring inte tas tillvara vid rötning i reningsverk, vilket kan motiveras av att en mindre del av reningsverksslam används på åkermark och att en mindre del av ammonium kvävet, av kaliumet och av svavlet finns kvar i det avvattnade slammet. Vidare kan fosfors tillgänglighet ha minskats genom att det blandats med reningsverkens kemsam som innehåller stora mängder fällningskemikalier. Med denna utgångspunkt behöver ytterligare 268 000 ton matavfall tillföras samrötningsanläggningarna för att växtnärings ska tas till vara.

Den potentiella mängden P som skulle kunna återföras, oberoende av var det rötas, uppgår till 484 ton och motsvarande för N är 2 852 ton. När rötning av 400 000 ton matavfall och kompostering av 129 020 ton matavfall summeras (53 % av total mängd matavfall) motsvarar det 640 ton P och 3 370 ton N, där biogödseln nästan uteslutande går till åker och komposten till tomtmark och anläggningsjord.

Ur ett energiperspektiv skulle producerad biogas från matavfall motsvara ca 450 GWh om 40 %-målet uppfylldes. Detta är beräknat på ett metanutbyte av 114 normal m<sup>3</sup>/ton matavfall (Linné m.fl., 2008). Det matavfall som rötades 2011 genererade ca 224 GWh enligt samma beräkningsgrund. Vid samrötningsanläggningarna genererades totalt 416 GWh år 2011 varav 382 GWh uppgraderades till

fordonsgas (Statens Energimyndighet, 2012). Vid reningsverken genererades totalt 638 GWh varav 351 GWh uppgraderades. Det är därför rimligt att anta att en ökad biogasproduktion kommer att uppgraderas till fordonsgas.

## Omfördelning av gödsel fosfor mellan olika gårdar

### Problemställning

Enligt SCB (2011b) utgjorde år 2009 den årliga mängden fosfor i stallgödsel 25 080 ton, varav 7440 ton naturligt hamnar på betesmark. Detta innebär att 17 640 ton sprids med mekanisk utrustning, vilket är den enskilt största fosforkällan som hanteras och återförs aktivt. På ett nationellt plan är jordbruksmarkens fosforöverskott lågt i jämförelse med andra europeiska länder, men det kan konstateras att överskottet föreligger på djurgårdar med >0,6 djurenheter per hektar (Linderholm m.fl., 2012). Det skulle därför vara önskvärt att omfördela fosfor från gårdar med hög djurtäthet till gårdar med lägre djurtäthet samt/eller växtodlingsgårdar i syfte att optimera fosforanvändningen.

### Gödselseparation

Ett sätt att omfördela näringsämnen i flytgödsel är att separera den i en fast och en flytande fraktion. Det finns ett flertal marknadsförda tekniker för gödselseparation där skruvpress och dekantercentrifug är bland de som är välkända och har hög mognadsgrad (tabell 7). Efter separation får den fasta fraktionen en torrsubstanshalt på ca 25-35% och den våta fraktionen en torrsubstanshalt på några få procent. Val av teknik och kombination av olika tekniker avgör hur näringsämnen kommer att fördela sig mellan fraktionerna. För att exemplifiera hur fördelning av fosfor och kväve sker vid separation har svinflytgödsel valts eftersom det ofta föreligger fosforöverskott på stora grisgårdar. Fördelningen presenteras i Tabell 8 och är baserade på uppgifter från Frandsen m.fl. (2011) kompletterat med egna beräkningar. I Tabell 8 framgår att ca 80 % av fosfor hamnar i den fasta fraktionen som utgör ca 10 % av den ursprungliga vikten på flytgödseln. Detta möjliggör en effektiv transport av den fasta fraktionen från lantbruk där det finns ett fosforöverskott till lantbruk med behov av fosfor. Den flytande fraktionen har en N/P-kvot på ca 13 och innehåller ca 80 % av det växttillgängliga kvävet som kan spridas på gården. En fördel är att den flytande fraktionen jämfört med den ursprungliga flytgödseln är att den snabbare tränger ned i marken vilket minskar risken för ammoniumförluster.

Tabell 7. Sammanställning av för- och nackdelar, kostnader och lämplig användning för separationsteknikerna skruvpress och dekantercentrifug (Källor: Frandsen m.fl., 2011 och Hushållningssällskapet, 2006)

Teknik	Fördelar	Nackdelar	Ekonomi	Tillämpning
Skruvpress	Robust teknik, lågt underhåll, lätt att hantera. Hög TS-halt i fast fraktion	Hög andel suspenderat material i flytande fraktion	Investeringskostnad: 90 000 – 450 000 kr Driftkostnad: 2 - 6 kr/ton	Stora och medelstora anläggningar/gårdar. Kan kompletteras med kemisk fällning/flockulering
Dekantercentrifug	Effektiv separation av fosfor och organiskt kväve	Relativt hög investeringskostnad. Viss känslighet för oönskade föremål i gödseln	Investeringskostnad: 1,0 – 1,7 miljoner kr Driftkostnad: 6 – 9 kr/ton	Stora och medelstora anläggningar/gårdar. Lämplig för efterseparation. Kan kompletteras med kemisk fällning/flockulering

Tabell 8. Fördelning av näringsämnen vid separation av svinflytgödsel

	Svinflytgödsel		Fast fraktion		Flytande fraktion	
	Kg		kg	% <sup>1</sup>	kg	% <sup>1</sup>
Våtvikt	1000		100	10	900	90
P	1,1		0,88	80	0,22	20
Tot N	4,1		1,27	31	2,83	69
Org N	1,5		0,75	50	0,75	50
Min N	2,6		0,52	20	2,08	80

<sup>1</sup>Andel av svinflytgödsel

### System med kombination av rötning och gödselseparation

Teknik för fassseparation kan även användas i kombination med rötning, och detta används redan vid några svenska samröttningsanläggningar, vilket nämnts tidigare. Vid rötning finns all fosfor kvar i den rötresten (tabell 9). Den totala vikten minskar något på grund av den biogas som avgår. Vid rötning av svingödsel kommer normalt ca 45 % av det organiska kvävet att mineraliseras till ammoniumkväve, vilket innebär att mängden växttillgängligt kväve ökar med ca 30 % jämfört med den ursprungliga flytgödseln.

Vid separation av den rötade flytgödseln kommer andelen fosfor i den fasta fraktionen att vara i samma storleksordning som vid separation av den ursprungliga flytgödseln. Vidare kommer andelen organiskt kväve i den fasta fraktionen att vara ca 20 % av den ursprungliga flytgödseln eftersom att organiskt kväve mineraliserats i biogasprocessen. Detta kan jämföras med den fasta fraktionen från separation av icke-rötad flytgödsel, som innehåller ungefär hälften av det organiska kvävet i den ursprungliga flytgödseln.

Den flytande fraktionen efter separation av rötad flytgödsel kommer att ha en N/P-kvot på 16-17 där kvävet till närmare 90 % består av ammoniumkväve. Detta innebär att vid spridning med bästa tillgängliga teknik anpassad till upptag av grödor bör risken för urlakning av kväve minska eftersom mängden organiskt kväve är betydligt lägre än i den ursprungliga flytgödseln.

Tabell 9. Fördelning av näringsämnen vid separation av rötad svinflytgödsel

	Svinflytgödsel		Rötad svinflytgödsel		Fast fraktion		Flytande fraktion	
	kg		kg	% <sup>1</sup>	kg	% <sup>1</sup>	kg	% <sup>1</sup>
Våtvikt	1000		976	98	98	10	878	88
P	1,1		1,1	100	0,9	82	0,2	18
Tot N	4,1		4,1	100	0,78	19	3,32	81
Org N	1,5		0,68	45	0,32	21	0,36	24
Min N	2,6		3,4	131	0,46	18	2,96	114

<sup>1</sup>Andel av svinflytgödsel

På gårdar med fosforöverskott där det inte är ekonomiskt möjligt att uppföra en biogasanläggning kan en möjlighet vara att transportera den fasta fraktionen efter separation till en stor centraliserad biogasanläggning för samrötning med flytgödsel. På detta sätt hålls transporterna till röt-kammaren nere. Genom att bara transportera den fasta fraktionen till röt-kammaren minskar transporterna med 90 % (tabell 8) medan mängden organiskt substrat som man transporterar endast minskar med ca 30-40 %. Detta innebär att transporterna blir effektivare och att man lättare kan öka mängden substrat och biogasproduktionen per röt-kammarvolym samtidigt som närmare hälften av det organiska kvävet mineraliseras varvid växttillgängligheten ökar.

## Ekonomi och teknikutveckling

Sedan drygt 10 år tillbaka sker omfattande forskning och utveckling på separationstekniker för flytgödsel i framför allt Danmark, men även Holland, Belgien, Frankrike och Tyskland.

Dekantercentrifuger bedöms vara stabila med hög kapacitet att koncentrera torrsubstans, fosfor och organiskt kväve samtidigt som den flytande fraktionen har ett lågt innehåll av torrsubstans som förenklar spridning i fält. Tekniker baseras både på stationära och mobila enheter, där de mobila enheterna har hög kapacitet och kan ambulera mellan gårdar. Mobila enheter är lämpliga i regioner med små och medelstora djurgårdar där det inte är ekonomiskt lönsamt för den enskilda gården att vare sig bygga en egen biogasanläggning eller investera i en stationär separationsutrustning.

Enligt Danish Pig Research Centre (2011) separerades ca 2 % av flytgödseln i Danmark. Ett separationssystem för en gård har en genomsnittlig investeringskostnad på ca 1 miljon danska kronor med en driftskostnad på ca 18 danska kronor per ton flytgödsel för en gård med 500 djurenheter. Andelen mobila separationsutrustningar ökar.

## Ny teknik för behandling av urin, KL-vatten och rötrest

### Rötning av KL-vatten

Den konventionella biologiska behandling av avloppsvatten vid dagens reningsverk sker via en energikrävande aerob aktivslamprocess som ger upphov till stora slammängder, vilka sedan stabiliseras genom rötning i totalomblandade röt-kammare s.k. CSTRs (continuous stirred tank reactors). Alternativet att tillämpa direkt anaerob behandling av avloppsvatten skulle kunna innebära fördelar i form av en ökad biogasproduktion och ett minskat energibehov (Hellström m.fl., 2008).

Vid temperaturer under 25 °C kommer dock den biologiska aktiviteten att minska, vilket gör att anaerob behandling framförallt tillämpas i länder med tropiskt eller tempererat klimat (van Haandel m.fl., 2006). Vid separat sortering av klosettavloppsvatten med en låg mängd spolvatten kan koncentrationen av organiskt material hållas hög med en begränsad temperaturminskning (Kujawa-Roeleveld & Zeeman, 2006). Tekniska utformningar som håller kvar det aktiva anaeroba slammet i reaktorerna och åstadkommer en bra kontakt mellan mikroberna och avloppsvattnet gör det möjligt att kunna behandla klosettavloppsvatten effektivt. Ett sådant exempel är UASB (upflow anaerobic sludge blanket)-system där mikroberna aggregerar och kan kvarhållas i reaktorn samtidigt som flödet uppåt i reaktorn skapar kontakt mellan mikrober och substratet i avloppsvattnet (Lettinga och Hulshoff Pol, 1991). UASB-system kan dels utformas som en s.k. "UASB-septiktank" där vätskan passerar systemet och slammet ackumuleras i reaktorn (Kujawa-Roeleveld m.fl., 2005, 2006) och dels som en mindre reaktor där slammet kontinuerligt avlägsnas från UASB-reaktorn (de Graaff, 2010). Den reaktorvolym som behövs för olika tekniska system som behandlar klosettavloppsvatten har beräknats till 140 L/p för CSTR (Wendland m.fl., 2007); 200 L/p för "UASB-septiktank" (Kujawa-Roeleveld m.fl. 2005, 2006) och 63 L/p för UASB-reaktor (de Graaff, 2010).

Vid försök med anaerob behandling av klosettavloppsvatten från vakuumtoaletter (25 °C) med UASB-reaktor uppnåddes en COD-reduktion på 78 % vid en hydraulisk uppehållstid på 8,7 dagar (de Graaff, 2010). Metanproduktionen var 10 L/p/d (1,8 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> per m<sup>3</sup> klosettavloppsvatten), vilket motsvarar 36 kWh/p, år. Av total fosfor återfann de Graaff (2010) 61 % i utflödet från UASB-reaktorn (varav 70 % var fosfatfosfor) och 39 % i slamfasen. Motsvarande fördelning av fosfor för behandling med "UASB-septiktank" med liknande klosettavloppsvatten (vakuumtoalett) var likartad, dvs 60 % i utflödet och 40 % i slammet (Kujawa-Roeleveld m.fl., 2005). Däremot redovisar Van Voorthuizen m.fl. (2008) att endast 5 % av total fosfor återfanns i slamfasen när klosettavloppsvatten från konventionella toaletter behandlades anaerobt. Utspädningen av klosettavloppsvattnet verkar därför ha en stor betydelse för hur fosfor fördelas sig. Troligen beror detta bl.a. på att ett högre pH vid behandling av koncentrerade flöden, vilket leder till utfällning av fosfor till slamfasen (de Graaff,



2010). Det finns dock stora fördelar med mer koncentrerade flöden eftersom låg utspädning begränsar vattenanvändningen och leder till högre temperatur på avloppsvattnet, vilket förbättrar den anaerob behandlingens effektivitet.

I studien av de Graaff 2010 beräknade författaren att struvitfällning av fosfat i utflödet från UASB-reaktorn skulle kunna återvinna 0,22 kg P/p/år (inräknat suspenderat material). För potentiell återvinning av fosfor i det anaeroba slammet är kvaliteten avseende tex tungmetaller viktig. Det slam som erhöles i studien av de Graaff (2010) hade en Cd/P-kvot på 13 mg/kg.

## **Koncentrering av urin, KL-vatten och rötrest**

Genom att koncentrera källsorterad urin, KL-vatten och rötrest minskar de volymer som behöver lagras, transporteras och spridas på fälten. Detta minskar både resursbehov och kostnader och målet är att utveckla metoder som är så bra att besparingarna betalar för investering och drift av en behandlingsanläggning. Idag sker det ingen koncentrerings av KL-vatten eller urinfraktioner i kommersiell skala men det pågår flera forskningsprojekt där olika metoder studeras. För rötrest finns flera behandlingsalternativ och vissa i kommersiell skala, främst för koncentration av den våta fasen (rejektvattnet) efter fassparation. Vid införandet av källsorterande avlopp (urinsortering eller KL-sortering) i större skala skulle liknande koncentrationsmetoder kunna installeras som de för rejektvatten.

## **Ammoniakstrippning**

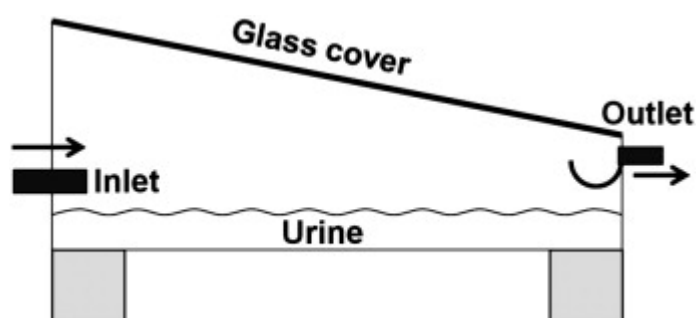
Källsorterad urin, KL-vatten och rötrest har alla hög koncentration ammoniak. I förhållande till fosforkoncentrationen är den i urin och KL-vatten runt tio gånger så hög. Ammoniak finns i vattenlösning som en jämvikt mellan jonformen  $\text{NH}_4^+$  och den oladdade  $\text{NH}_3$ . Den oladdade ammoniak kan övergå i gasform. Ammoniakstrippningen är en destillering av ammoniak i materialet. Ammoniak drivs av som gas från materialet. Genom att höja pH och temperatur ökar andelen oladdad ammoniak och ammoniak i gasfasen, vilket gör att avdrivningen går snabbare. Ammoniakgasen fångas sedan genom nära kontakt med en syra. Ofta används svavelsyra, vilket tillsammans med ammoniak bildar ammoniumsulfat.

Ammoniakstripping kombineras ofta med fällning av fosfor genom tillsats av stark bas såsom släkt kalk ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) eller magnesiumhydroxid ( $\text{Mg}(\text{OH})_2$ ) eftersom tillsatsen av hydroxid i denna kombination fyller två syften. Dels tillför den metalljonen ( $\text{Ca}^{2+}$  eller  $\text{Mg}^{2+}$ ) som faller ut fosfatfosfor ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) ur lösningen och dels tillför den hydroxidjoner ( $\text{OH}^-$ ), som höjer pH och därmed gör ammoniakavdrivningen effektivare. Kommersiellt används metoden av ett avloppsreningsverk i Oslo (Dahlberg, 2010). Den förtjockade röttslammet blandas med kalk före avvattningen i en kammarfilterpress. Från avvattningen pumpas den flytande fasen, rejektvattnet, till en stripperkolonn där ammoniak drivs av och leds över till en absorptionskolonn där den fångas med salpetersyra och bildar ammoniumnitrat. Koncentrering av växtnäringssämnen är ofta resurs- och energikrävande. För systemet i Oslo är produktionen av kalken för processen det som använder mest energi och ger störst miljöpåverkan. Ammoniakstripping blir effektivare ju högre ammoniakkoncentration är i substratet. Rejektvattnet i Oslo har en ammoniakkoncentration på över 1 gram per liter. Källsorterad humanurin har ofta en ammoniakkoncentration mellan 2 och 4 gram per liter. Ammoniakkoncentrationen i dagens KL-vatten, med 2/4 toaletter är lägre, 0,4-0,7 gram per liter.

Enklare anläggningar för ammoniakstripping har studerats för låginkomstländer (figur 12). De använder samma principer med fällning av fosfor vid högt pH genom kalktillsats och strippning av ammoniak. Strippning med hjälp av solvärmning har studerats av Antonini m.fl. (2012). Ammoniak drivs i detta system ned i ett bad med salpetersyra och bildar ammoniumnitrat.

Fällning av fosfor kombinerat med ammoniakstrippning bör fungera väl för att koncentrera källsorterad urin, KL-vatten eller rejektivattnet från fassetparation av rötrest. Fördelen med systemet är att man får två fasta gödselmedel, ett kvävegödselmedel och ett fosforgödselmedel, som kan återföras till lantbruket. Dessutom erhålls en flytande rest med högt pH som innehåller övriga ämnen, bland annat kalium och svavel. I systemet i Oslo leds denna ström tillbaks in i reningsverket.

Ammoniumsulfat och ammoniumnitrat är mycket vanliga mineralgödselmedel och har lätt tillgängligt kväve för växterna. Kalciumfosfat har lägre tillgänglighet för växter än struvit, vilket indikerar att struvitfällning är att föredra i kombination med ammoniakstrippning för att erhålla hög växttillgänglighet.



Figur 12. Enkel anläggning för strippning av ammoniak från källsorterad urin. Urinen värms av solstrålningen genom glastaket, vilket gör att ammoniaken avdunstar. Ammoniaken kondenserar på glaset och leds ned i ett bad med salpetersyra och de bildar tillsammans ammoniumnitrat. Figuren är från Antonini m.fl. (2012) med tillstånd av copyrightinnehavaren Elsevier.

### Ammoniumnitrat från nitrifiering av 50 % av ammoniumet

Ammoniumnitrat kan produceras genom nitrifiering av hälften av ammoniaken i substratet. Detta nitrat binds sedan till den hälften av ammoniumet som fortfarande inte är oxiderad (Udert och Wächter, 2012). Nitrifieringen i systemet regleras med luftning och pH, vilket gör att man kan styra andelen som nitrifieras. När ammoniumet i vätskan väl bundits i form av ammoniumnitrat kan man sedan driva av vattnet, teoretiskt utan ammoniakförluster, och erhålla ett fast gödselmedel som innehåller alla ingående substanser. Vattenavdrivningen är energikrävande och enligt Udert & Wächter (2012) är en kombination av först omvänd osmos och sedan värmeavdrivning av vattnet energisnålast. De anger för denna kombination energibehovet till 4 kW per ton urin.

Detta system har provats i pilotskala med urin från källsorterande toaletter på EAWAG, Schweiz. Systemet kan producera ett torrt fullgödselmedel från urin, utan alltför stora kväveförluster. Det torkade materialet kräver dock vidare processning för att bli ett gödselmedel som kan spridas med dagens gödselspridare, då dessa kräver att det är kornformigt (granuler eller pelleter) och att de enskilda kornen har tillräcklig hållfasthet och att de inte är alltför hygroskopiska.

### Absorption/adsorption av ammonium

För att binda ammonium har olika zeoliter studerats. Dessa har varit effektiva i sin inbindning av ammonium och de ammoniumladdade zeoliterna kan antingen återföras till lantbruket gödselmedel eller så kan de användas som jonbytare och ammoniumet tvättas ut ur dem till ett koncentrat. Ammoniumet kan fås att släppa sin bindning och ersättas av en annan positiv jon, t.ex. natrium, genom att zeoliten tvättas med en vätska, ett eluat, som håller ett annat pH än det ingående substratet som behandlas. Flera studier har genomförts där man i labskala undersökt

ammoniumbindningsförmågan från såväl behandlat avloppsvatten som från källsorterad urin. För urinen har man bland annat kombinerat zeolitbehandlingen för uppsamling av kväve med struvitfällning av fosfor (Lind m.fl., 2000).

### **Struvitfällning – produktion av magnesiumammoniumfosfat (MAP)**

Fällning av struvit kan göras snabbt genom tillsats av magnesiumjoner vid ett relativt högt pH vilket leder till momentan utfällning av fosfat och ammonium i lösningen till struvit ( $\text{MgNH}_4\text{PO}_4$ , magnesiumammoniumfosfat, MAP). Det andra alternativet är att jobba vid ett lägre pH (8-8,5) med längre uppehållstid och återcirkulation av det behandlade substratet. Då kan långsam utfällning ske i en fluidiserad bäddreaktor, där struvitkristaller succesivt byggs upp, med en till två veckors uppehållstid (Dahlberg, 2010). Momentanfällningen kräver vidare processning av den utfällda struviten för att producera ett gödselmedel som fungerar att sprida med dagens gödselspridare. Den långsamma utfällningen däremot ger granuler som inte behöver efterbehandlas, förutom att torkas, för att kunna användas i befintlig gödselspridningsutrustning. Dessutom gör det lägre pH:t att kemikalieåtgången är lägre jämfört med den snabba utfällningen. Kommersiella anläggningar för struvitfällning ur rejektvatten från rötat avloppslam finns i Kanada (Dahlberg, 2010) och USA (HDR Inc., 2012).

Flera studier av struvitfällning från källsorterad urin har genomförts i laboratorieskala och även i byskala (Tilley m.fl., 2009), och eventuellt kan det finnas en anläggning i något större skala i Nederländerna. Studierna har omfattat såväl den spontana utfällningen som sker i urin när dess pH stiger som ett resultat av att dess urea bryts ned till ammoniak samt efter tillsats av magnesium och ibland också fosfor. Normalt tillsätts bara magnesium och för källsorterad urin räcker det med ett molförhållande mellan magnesium och fosfor på ca 1,1:1 för att fälla över 90 % av fosfor (Udert m.fl., 2003). Eftersom det i de flesta substrat finns många fler mol av ammonium än av fosfor avskiljs endast en liten del av ammoniumet till struvit vid denna dosering. Efter struvitfällningen återstår alltså en vätska med höga halter av ammonium, och där också övriga ämnen i det ingående substratet finns kvar. Denna vätska kräver ytterligare behandling innan den kan släppas ut i miljön. Ofta kombineras därför struvitfällning med någon av de presenterade metoderna produktion av ett ammoniumgödselmedel. En mycket stor andel av ammoniumet kan dock avskiljas direkt genom struvitfällning, under förutsättning att man tillsätter så stora mängder fosfat att man får molbalans mellan ammonium och fosfat. Sådan tillsats har i försök gett en avskiljning på upp till 97 % av ammoniumet (Udert m.fl., 2003).

Struvit sönderdelas långsamt ner i jorden vilket gör att fosfors initiala tillgänglighet kan vara låg. Trots detta fann Johnston och Richards (2004) när de jämförde torrsubstansskörd och fosforupptag hos rajgräs för olika fosforgödselmedel ingen skillnad på struvit från avloppsvatten eller från rent kemiska processer jämfört med monokalciumpfosfat, som anses vara fullt växttillgänglig. Detta indikerar att struvit är ett fosforgödselmedel med hög tillgänglighet.

Vid gödsling med struvit krävs ytterligare en kvävekälla eftersom struviten innehåller viktsmässigt 2,2 gånger mera fosfor än kväve medan gödslingsrekommendationen för t.ex. vete (jord med fosforklass 3, förväntad skörd 8175 kg/ha) är 165 kg kväve och 21 kg fosfor (Jordbruksverket, 2011), alltså ungefär 8 gånger mera kväve än fosfor.

### **Omvänd osmos och ultrafiltrering**

Omvänd osmos kan användas för att minska vattenhalten i alla de substrat som ingår i denna rapport. Omvänd osmos sker genom filtrering genom ett mycket tätt filter som efter att det satts under tryck främst släpper igenom vatten. Övriga substanser blir kvar som ett koncentrat för vidare hantering. Rejektvattnet som fås från processen är mycket rent. Beroende på filtrets täthet kan man

använda denna metod för att ta bort såväl smittämnen som organiska föroreningar från permeatet, den reade vattenfraktionen. Koncentratet kan, om det förbehandlats med nitrifikation, torkas med låga förluster av ammoniak.

I Sverige har IVL provat omvänd osmos för att koncentrera källsorterad urin för att på detta sätt minska transporter och lagringsbehov. Man fann att urinen kunde koncentreras fem gånger till en acceptabel kostnad och med acceptabel funktion hos filtret (Bergström m.fl., 2002). Effektiviteten ökade när pH sänktes till 6 då 98 % av kvävet återfanns i koncentratet jämfört med 79 % vid pH 9. Surgörning av substratet ökade dock kemikaliekostnaden väsentligt, eftersom urin är starkt buffrande och därför krävs relativt stora tillsatser av syra.

I Schweiz finns det en kommersiell anläggning för koncentrerings med omvänd osmos av rejektvattnet från en fastfasseparation av rötrest (Dahlberg, 2010). Rejektvattnet från dekantercentrifugen behandlas först i två steg med keramiska ultrafilter för att avlägsna mellanstora partiklar. Koncentratet från ultrafiltreringen förs åter till röt-kammaren. Filtratet från båda filtren surgörs för att omvandla löst ammoniak till ammonium eftersom denna bättre stannar kvar i koncentratet. Därefter filtreras det med omvänd osmos i två steg. Behandlingen ger ett koncentrat om 25 % av den ursprungliga volymen. Koncentratet används som ett flytande gödselmedel, som enligt Dahlberg (2010) har en koncentration hög nog för att betala för transport och spridning, förutsatt att det ersätter mineralgödsel.

## **Reduktion av hormoner och läkemedelsrester**

Hormoner återfinns alltid i urin och fekalier, och dessutom finns läkemedelsrester i urin och fekalier från personer som behandlas med läkemedel. I en vanligt avloppssystem späds substanserna ut under transporten till reningsverket, den efterföljande behandlingen har ingen större påverkan på dessa organiska substanser och huvuddelen av substanserna följer med vattenfraktionen till recipienten. Detta har lett till att många läkemedel återfinns i dricksvattnet nedströms, t.ex. i Stockholm som tar sitt dricksvatten från Mälaren, som är recipient för huvuddelen av städerna kring Mälaren bl.a. Uppsala, Västerås, Örebro och Eskilstuna. Vissa behandlingar för behandlat avloppsvatten undersöks för att minska effekterna i vattenmiljön. Genom att sortera ut KL-vattnet från den blandade avloppsfraktionen är det möjligt att stoppa denna organiska kontaminering av recipienten.

Genom att hantera KL-vattnet separat får man avsevärt mindre volymer att behandla för att avlägsna läkemedelsrester och hormoner. Som beskrivits tidigare finns det tydliga indikationer på att effekten av dessa substanser i mark inte bör orsaka stor oro och dessutom att markens biologiska aktivitet bör bryta ned de flesta substanserna. Det finns flera sätt att behandla urin och klosettatten så att innehållet av hormoner och läkemedelsrester i den återvunna näringen reduceras. Då urin innehåller låga koncentrationer av organiskt material är det möjligt att behandla och avlägsna organiska föroreningar genom oxidering. Företaget Teknikmarknad har i laboratorieskala undersökt en metod som bygger på oxidation med ozon och UV för reduktion av läkemedelsrester i källsorterade urin. För 6 olika aktiva substanser uppmätte de medelreduktionen 84 % efter ett dygns behandling och 99,6% efter 5 dygns behandling. De beräknar energiåtgången till minst 70 kWh/m<sup>3</sup> (Teknikmarknad, 2011) och detta höga värde beror till stor del på den höga koncentrationen av organiskt material och ammoniak i urinen. Dodd m.fl. (2008) beräknar därför att eliminering av läkemedelsrester genom oxidering med ozon i urin är mera energikrävande än i konventionellt avloppsvatten. Om kväve och fosfor avlägsnas, t.ex. genom stripping och struvitfällning innan oxideringen kan eliminering av läkemedelsresterna från källsorterad urin bli väsentligt mera energieffektivt.

Vid koncentrerings av urin fördelas de organiska substanserna olika beroende på vilken koncentreringsmetod som används. Vid membrankoncentrerings, t.ex. omvänd osmos, stannar de

organiska substanserna i koncentratet. Detta gör att gödselfraktionen innehåller huvuddelen av de organiska föroreningarna medan filtratet, som är vattenfraktionen som passerat membranet, har mycket låg föroreningsgrad. Om koncentratet behandlas biologiskt, t.ex. via kompostering eller rötning kan koncentrationen läkemedelsrester och hormoner minskas något, men inte avlägsnas helt. För de ovan nämnda behandlingarna med ammoniakstrippning och struvitfällning fås två rena gödselfraktioner. Med ammoniakstrippning, som destilleras följer inga läkemedelsrester och i den utfällda struviten återfinns endast låga koncentrationer, <2 % av ingående mängd finns i fällningen, medan resterande mängd stannar i vätskefraktionen (Ronteltap m.fl., 2007). Det troliga är att utkristalliserat ammoniumnitrat, antingen via partiell nitrifiering eller via tillsats av salpetersyra, inte heller innehåller några större mängder av ingående läkemedelsrester eller hormoner.

## **Bedömt intresse för urin, KL-vatten och rötrest**

Den grundläggande acceptansen i det svenska lantbruket för källsorterad urin bedöms god även om flera uppköpare av lantbruksprodukter inte accepterar grödor gödslade med urin. Att den grundläggande acceptansen ändå bedöms god grundas på att:

- 1) LRFs styrelse vid årsstämmorna 2010 och 2012 fått uppdraget att jobba för införande av långsiktigt hållbara avloppslösningar med källsorterande system både i tätorter och små enskilda avlopp,
- 2) Källsorterad urin var godkänd av KRAV för användning i ekologisk odling fram tills att vi gick med i EU och odlingsförsök visade att källsorterad humanurin underlättade produktion av bland annat ekologiskt brödvete av godkänd bakkvalitet (Lundström och Lindén, 2001). KRAV har fortsatt haft en positiv inställning till källsorterad urin, vilket visades av att man gav dispens för användning av källsorterad urin fram tills 2010, då Jordbruksverket, baserat på att formuleringen av EU-reglerna ändrats 2009, meddelade KRAV att de inte hade rättighet att ge någon sådan dispens (<http://transitionsweden.ning.com/forum/topics/stopp-foer-prisat-kretslopp-i> besökt 2012-09-17).
- 3) Att många företag som köper jordbruksprodukter betonar produkternas spårbarhet vilket innebär att källsorteringen är en klar fördel och t.ex. godkänner kvalitetsmärket Svenskt Sigill gödsling med källsorterade avloppsfraktioner från enskilda hushåll under förutsättning att dessa är kvalitetssäkrade enligt ett etablerat system. Sådan kvalitetssäkring har blivit väsentligt enklare att genomföra genom certifieringssystemet SPCR 178 *System för kvalitetssäkring av fraktioner från små avlopp*, som planeras tas i reguljär drift vid årsskiftet 2012/13. Det är viktigt att driften av detta certifieringssystem kan säkras trots att det ännu saknar en engagerad ägare inom branschen. För rötrest/biogödsel finns redan det väl etablerade certifieringssystemet SPCR 120.

Samtidigt är det så att många lantbrukare inte vill ta emot urin beroende på att man inte har någon utrustning för att hantera och sprida flytande gödselmedel som källsorterade urin, KL-vatten och rötrest, att man redan har mer än tillräckligt med gödsel redan eftersom man har djur och på att många företag som köper produkter av lantbrukarna, t.ex. Arla, har strikta bestämmelser för vilka gödselmedel som får användas. I de flesta av dessa riktlinjer finns inte källsorterade avloppsfraktioner nämnda, utan de hanteras som avloppsslam, eftersom källsorterad urin och källsorterat KL-vatten varit alltför marginella produkter för att regleras separat. Företagen har trots detta ofta tillåtet gödsling med källsorterad urin efter att man ansökt om dispens, men de flesta lantbrukare drar sig för besväret att söka dispens.

Flera kommuner har redan återföring av KL-vatten och många kommuner är intresserade av att lägga om sin hantering från att köra fraktionen till reningsverket till att samla det i gödselbrunnar och betala lantbrukare som entreprenörer som använder fraktionen som gödselmedel på sin åkermark. Omställningen går ganska lätt på många platser eftersom förändringen av lantbruket har lett till att många har gödselbrunnar som inte används och lantbrukaren har kanske fortfarande utrustning för gödselhanteringen. Avtalen mellan kommun och lantbruk ser olika ut på olika platser men generellt strävar man efter att båda parter skall vinna ekonomiskt på hanteringen samtidigt som miljön gynnas genom minskade transporter och ökad återföring av växtnäring till lantbruket.

Förutsättningarna för acceptans av rötrest/biogödsel är mycket god. Certifieringssystemet *Certifierad återvinning* gällande rötrest (SPCR 120) startade 1999 och har arbetats fram av Avfall Sverige i samråd med lantbruks- och livsmedelsbranschen, producenter av biogödsel, myndigheter och forskare. Målsättningen är att öka förtroendet för biogödseln och därmed förbättra avsättningen genom att en produktcertifiering erhålls. Systemet omfattar kvalitetsdokumentation av hela kedjan från råvaran till slutprodukt för utsorterat bioavfall, dock ej avloppsfraktioner, och innefattar bl.a. hygienisering och krav på metallinnehåll. En styrgrupp beslutar om ansökningar för nya substrat och övriga tillsatser samt bedriver ett kontinuerligt utvecklingsarbete i samråd med berörda aktörer. Certifieringssystemet, som är frivilligt, har fått en bra genomslagskraft och 2011 var 13 biogasanläggningar certifierade. Svenskt Sigill godkänner certifierad biogödsel baserat på källsorterat matavfall och Krav godkänner även sådan biogödsel under förutsättning den, förutom kraven i SPCR 120 även uppfyller Kravs regelverk. För tillfället finns minst en Kravgodkänd producent av ekologisk biogödsel, Växtkraft i Västerås.

## Organisation och juridik

Källsorterade avloppsfraktioner, som KL-vatten och källsorterad urin, klassas som hushållsavfall, vilket innebär att kommunen har en skyldighet att transportera bort och omhänderta det (Naturvårdsverket, 2008). Trots detta har flertalet kommuner i Sverige ännu inget hanteringssystem för dessa källsorterade fraktioner, och det finns t.o.m. kommuner med flera hundra urinsortering hushåll som helt förlitar sig på att urinen tas omhand av den enskilde fastighetsägaren på tomten eller att denna avtalar med en lantbrukare om hämtning och omhändertagande. Det är t.o.m. så att Stockholm, som från 1997 hade ett kommunalt system för nyttiggörande av källsorterad urin som gödsel på ett jordbruk vid Bornsjön avvecklade detta system år 2007, vilket innebär att de urinsortering områden i Stockholm vars urin tagits omhand, Understenshöjden, Palsternackan och Gebers själva fick leta upp en annan lämplig mottagare som skulle nyttiggöra den källsorterade urinen, trots att kommunen genom sitt ansvar för hushållsavfall borde löst detta.

Att källsorterad urin är klassad som hushållsavfall innebär att kommunen har ett ansvar för hämta och omhänderta källsorterade avloppsfraktioner. Avfallshierarkin tillsammans med miljömålet om att återföra växtnäring från avlopp bör styra kommunen mot att nyttiggöra fraktionerna på åkermark. Trots detta kör en de flesta kommuner KL-vatten och ibland även källsorterad urinen till reningsverk.

Klassningen av källsorterade avloppsfraktioner som hushållsavfall innebär för hushåll inom VA-verksamhetsområde att deras avloppsfraktioner nu skall hanteras av två olika självfinansierade kollektiv, dels avloppskollektivet och dels avfallskollektivet. Detta har för de urinsortering områden som besvarat våra frågor (Håga ekoby, Understenshöjdens ekoby och Gebers kollektivhus) inneburit att de betalar normal VA-avgift och dessutom betalar de själva för hämtning och spridning av urinen. Tidigare hade de urinsortering områdena i Stockholm haft en reducerad VA-avgift, eftersom de tillförde mindre kväve och fosfor till reningsverket. Denna reduktion upphörde emellertid 2007 (Söderlund, pers. medd.).

## Påverkan på avloppsslam, resurshantering och miljö

Källsortering av KL-vatten eller urin påverkar reningen av övrigt avloppsvatten. Hur denna påverkan ser ut beror på vilket avloppssystem som fastigheten har och därför skiljer den sig mycket mellan fastigheter kopplade till kommunernas VA-nät och sådana med enskilda avlopp. Vi behandlar först fastigheter kopplade till VA-nät och sedan kortfattat sådana med enskilda avlopp.

En mycket uppenbar skillnad blir att mängden fosfor och kväve in till reningsverket minskar med den mängd fosfor och kväve som avskiljs i det källsorterade KL-vattnet eller urinen (tabellerna 10 och 12). I vilken utsträckning som detta påverkar mängden fosfor som sprids på åkermark beror givetvis på om slammet från reningsverket sprids eller inte. Fosfor i KL-vatten kommer till största delen från urin, som visats vara lika effektiv som mineralgödsel (Kirchmann och Pettersson, 1995). KL-vatten liknar dessutom principiellt stallgödsel, vars fosfor Jordbruksverket (2011) anser har lika god effekt som mineralgödsel. Vi räknar därför med att fosfor i såväl KL-vatten som i källsorterad urin till 100 % kan ersätta mineralgödselfosfor.

I viken utsträckning som fosfor från slam kan ersätta mineralgödselfosfor i dagens svenska jordbruk råder det varierande meningar om. Det finns försök som visar på allt från mer än 100 % ersättning till mycket låg ersättning, eller t.o.m. fastläggning, vilket kanske inte är förvånande med tanke på hur svårt Linderholm (2011) visat att det är att göra försök som visar slamfosfors möjlighet att ersätta mineralgödselfosfor på ett rättvisande sätt, och på de brister som Linderholm (2011) visade på i de försök som genomförts och hur man försökt förstå samspelet mellan tillförd och upptagen fosfor. Att slammets fosfor, som i stor utsträckning är bunden till järn eller aluminium, inte är lika tillgänglig för växterna som mineralgödsel råder det dock en bred enighet om. Om man odlar en fosforkrävande gröda med litet rotsystem kan man till och med behöva tillföra lite mineralgödselfosfor året efter gödsling med slam, trots att man just tillfört en flerårsgiva av fosfor (Linder, pers. medd.). Bengtsson m.fl. (1997) presenterar från litteraturen att slamfosfor kan ersätta mineralgödselfosfor med mellan - 20 % och 120 % och baserat på denna genomgång anger de att slamfosfor troligen kan ersätta mineralgödselfosfor till ca 70 %. Slamfosfors förmåga att ersätta mineralgödselfosfor sänks emellertid dessutom av att man förrådsgödslar slammet, man tillför mycket slamfosfor på en gång och detta är avsett att räcka i 5-7 år. Förrådsgödsling ökar generellt risken för förluster via erosion och läckage och rekommenderas därför inte (Jordbruksverket, 2011). När fosfor ligger länge i jorden binds den ofta hårdare och blir därmed mindre tillgänglig (Tidåker m.fl., 2005). Vid slamgödsling beräknas dessutom oftast inte den mängd fosfor man tillför efter vad grödan beräknas kräva framöver, utan av hur mycket slamfosfor som man på den jorden maximalt får sprida (för en jord med fosforklass 3 maximalt 22 kg slamfosfor per år). När hänsyn tas till alla dessa faktorer kom Tidåker m. fl. (2005; 2006) fram till att det är rimligt att anta att fosfor i slam till 50 % ersätter mineralgödselfosfor. I denna rapport gör vi antagandet, att fosfor i slam till mellan 50 och 90 % ersätter mineralgödselfosfor (tabellerna 10 och 12).

Vid nyinstallation av KL-sortering används extremt vattensnåla toaletter. Vi räknar med toaletter som använder 0,5 liter per spolning. Då man troligen inte i denna typ av toalett spolat ned ovidkommande material i samma utsträckning som idag, antar vi, baserat på Jönsson m.fl. (2005) att toaletterna spolat i snitt 8 gånger per person och dygn, där 7 gånger är för att uträtta kroppsliga behov och en gång är samband med rengöring av toaletten eller dylikt. Detta ber en total spolvattenanvändning av 1460 liter per person och år (tabell 11). Idag använder medelpersonen 30 liter vatten per person och dygn för att spola toaletten (Svenskt Vatten, 2011), vilket innebär att KL-sorteringen innebär att användningen av vatten minskar med 9,5 m<sup>3</sup> per person och år. Eftersom inget spolvatten släpps till det vanliga avloppsnätet minskar den volym som släpps ut från detta med 11 m<sup>3</sup> per person och år.

Tabell 10. Mängden växtnäring per person och år i källsorterade fraktioner och påverkan på slam och miljö- och resurspåverkan vid KL-sortering. Vad gäller ersättning av mineralgödsel förutsätts att alla källsorterade fraktioner och allt slam hanteras och sprids på ett bra sätt och att källsorterade toaletter endast kommer att finnas i en mindre del av reningsverkens upptagningsområden

Parameter	Mängd, enhet	Kommentar
<b>KL-sortering - fosfor</b>		
KL-vatten, mängd fosfor	0,51 kg P/p,år	12 mg Cd/kg P
Mineralgödselfosfor potentiellt ersatt av KL-vatten	0,51 kg P/p,år	
KL-sortering, mängd fosfor i slam (negativt tecken innebär minskning)	-0,51 kg P/p,år	Cd/P-kvot i slam ökar något
Mineralgödselfosfor som potentiellt inte längre ersätts av slam (negativt tecken innebär minskning), förutsatt att allt slam sprids på åker och ersätter mineralgödsel till 50-90%	0,26 - 0,46 kg P/p, år	
<b>Nettoeffekt på ersatt mineralgödselfosfor om allt slam sprids</b>	<b>+0,05 - +0,25 kg P/p, år</b>	<b>Samma mängd Cd till åker</b>
<b>Nettoeffekt på ersatt mineralgödselfosfor om inget slam sprids</b>	<b>+0,51 kg P/p, år</b>	<b>12 mg Cd/kg P</b>
<b>KL-sortering – kväve</b>		
KL-vatten, mängd kväve	4,6 kg N/p,år	
Mineralgödselfosfor potentiellt ersatt av KL-vatten (9% förlust under hantering av KL-vatten och 90% ersättning; Tidåker m.fl., 2005; Jönsson m.fl., 2000)	3,7 kg N/p,år	
KL-sortering, mängd kväve i slam påverkas troligen inte av KL-sortering då det finns N-överskott i reningsverket	Ingen påverkan	
Mineralgödselfosfor potentiellt ersatt av slam, förutsatt att allt slam sprids på åker	Ingen påverkan	
<b>Nettoeffekt på ersatt mineralgödselfosfor om allt slam sprids</b>	<b>3,7 kg N/p, år</b>	
<b>Nettoeffekt på ersatt mineralgödselfosfor om inget slam sprids</b>	<b>3,7 kg N/p, år</b>	

För beredning och distribution av vatten används idag 65 kWh per person och år (Lingsten m.fl., 2011). Totalt beredd 99 m<sup>3</sup> vatten per ansluten person år 2008 med en energianvändning av 0,66 kWh/m<sup>3</sup>. Då KL-sortering minskar vattenanvändningen med 9,5 m<sup>3</sup> per person och år minskar energibehovet för vattenförsörjningen med 6,3 kWh per person och år (tabell 11). Även för insamlingen av avlopp minskar energibehovet. Minskningen är dock liten. Totalt används 22 kWh per person och år för insamling av 313 m<sup>3</sup> avlopp (Lingsten m.fl., 2011) (vilket innebär att ungefär två tredjedelar består av dagvatten och ovidkommande vatten). Minskningen med 11 m<sup>3</sup> avlopp per person och år motsvarar 3,5 % och innebär en energibesparing för avloppspumpning på 0,8 kWh per person och år. Om avloppsreningen sköts så att utsläppshalterna är oförändrade kommer alltså utsläppen att minska med minst 3,5 % för de personer som KL-sorterar (tabell 11). I verkligheten kommer utsläppen att minska mera. Mängderna av kväve och fosfor i avloppsvattnet från ett KL-sorterande hushåll är endast ca 10 % av mängderna i ett konventionellt blandat avloppsvatten, vilket innebär att de näringsmängder som släpps ut vid bräddningar av orenat avloppsvatten sjunker med hela 90 % för de personer som KL-sorterar.

Reningen av avloppsvattnet blir enklare och inte lika resurskrävande om många KL-sorterar. Vi känner emellertid inte till några mätningar hur mycket energi och resurser som sparas utan beräknar detta utifrån uppgifter i litteraturen och jämför också med uppgifter från simuleringsstudier. Ett sätt att räkna ut hur mycket som energianvändningen minst kommer att minska är i proportion till den minskade belastningen av BOD. Enligt Jönsson m.fl.(2005) bidrar en persons BDT-vatten med 33,8 g



BOD per person och dag, medan KL-vattnet bidrar med 39,1 gram BOD per person och dag. Vid KL-sortering minskar därför BOD-belastningen på reningsverket med 54 %, vilket innebär att energin för dess rening bör minska i motsvarande grad. Lingsten m.fl. (2011) ger den genomsnittliga energianvändningen på avloppsbehandlingen till 62 kWh per person och år. Om energin för rening minskar i samma utsträckning som belastningen av BOD minskar därför energibehovet med 33 kWh per person och år (tabell 11).

*Tabell 11.* Övriga miljöeffekter vid KL-sortering. Det antas att alla källsorterade fraktioner och allt slam hanteras och sprids på ett bra sätt och att källsorterade toaletter endast kommer att finnas en mindre del av reningsverkens upptagningsområden

Använd mängd vatten	1460 l/p,år
Mängd vatten jämfört med idag	-9490 l/p,år
Energi för vattenberedning och distribution	-6,3 kWh/p,år
Mängd vatten till avlopp jämfört med idag	-10950 l/p,år
Energi för avloppspumpning	-0,8 kWh/p,år
Utsläpp av N och P med renat avloppsvatten, minst	-3,5%
Utsläpp av N och P med bräddat avloppsvatten	-90%
Energi för avloppsvattenrening från minskad BOD	-33 kWh/p,år
Kväveminskning utöver BOD-proportionell	-1,9 kg/p,år
Energi för kväverening, utöver BOD-proportionell ändring	-30 kWh/p,år
<b>Ändring av energi för drift av VA-systemet – KL-system ej med</b>	<b>-70 kWh/p,år</b>
<b>Ändring av energi för drift av VA-systemet – KL-system ej med</b>	<b>-37%</b>
<b>Ändring av utsläpp av växthusgaser från avloppsrening</b>	<b>-2- -22 kg CO<sub>2</sub>-ekv/p,år</b>
<b>Emitterad lustgas 0,15-1,6 % av reducerat kväve</b>	
Tillverkningsenergi för mineralgödselkväve	-42 kWh/p,år
Tillverkningsenergi för mineralgödsel fosfor	-0,1 -- -1,1 kWh/p,år
Växthusgaser från mineralkvävetillverkning	-20 kg CO <sub>2</sub> /p,år
Växthusgaser från mineralfosfortillverkning	-0,03 -- -0,3 kg CO <sub>2</sub> /p,år
<b>Förändrad energianvändning exkl. KL-system</b>	<b>-111- -112 kWh/p,år</b>
<b>Förändrade utsläpp av växthusgaser exkl KL-system</b>	<b>-22 -- -43 kg CO<sub>2</sub>/p,år</b>

Beräkningen av sparad energi från BOD är helt linjär och antar därför att behovet av rening för kväve och fosfor minskar med lika stor andel, alltså 54 %. I själva verket minskar belastningen av kväve och fosfor med ungefär 90 %. Detta innebär att belastningen av kväve och fosfor minskar med 36 % mera än vad som togs hänsyn till i ovanstående beräkning. Dessa procentsatser innebär att belastningen av kväve minskar på reningsverket ytterligare 1,9 kg kväve och 0,2 kg fosfor per person och år. Naturvårdsverket (2009) räknar med att det vid krav på 80 % kväverening krävs 15,7 kWh per kg kväve reducerat utöver den mängd kväve som reduceras i reningsverken redan. Detta är ett genomsnitt för reningsverk i storleksklasserna från 200 pe och uppåt. Av denna energi är 6 kWh i form av el och 9,7 kWh i form av kolkälla. Den utöver BOD-proportionella minskningen av kvävebelastning på 1,9 kg kväve per person och år innebär därför att ytterligare 30 kWh sparas i reningsverket (tabell 11). Vi bortser i denna rapport från det minskade resursbehovet för rening av fosfor.

Avloppsrening och speciellt kväverening ger upphov till utsläpp av växthusgaser. Dessa utsläpp studeras just nu av IVL, KTH, JTI och SLU i projektet *Minska utsläppen av växthusgaser från svensk hanteringen av avloppsvatten och avloppsslam* med Formas och Svenskt Vatten Utveckling som huvudfinansierare. Tyvärr är mätningarna i projektet inte tillräckligt bearbetade för att kunna ge ett schablonvärde. Enligt en litteratursammanställning gjord av Westling (2011) varierar utsläppen av

lustgas från avloppsrening mycket. Hon rapporterar att i en amerikansk studie varierade lustgasutsläppen mellan 0,013 och 2,4 % av avlägsnat kväve, i en nederländsk studie var lustgasutsläppen 1,8 % och i en finländsk studie 1,6 %. Vi väljer att använda värdet från den finska studien, som baseras på mätningar vid Finlands största reningsverk och som inkluderade emissioner från alla processer i verket. Men studien baseras på bara ett reningsverk och förhoppningsvis är detta värde inte representativt för svenska verk. Nuvarande schablonvärden för emissionerna från amerikanska verk, som dock överskreds i många mätningar, är runt en tiondel så högt, 0,15 % av avlägsnat kväve (Westling, 2011). Eftersom osäkerheten är så stor väljer vi att använda oss av ett intervall, från 0,15 % till 1,6 % av avlägsnat kväve. Detta innebär att minskningen av växthusgasutsläppet från reningsverket vi bör ligga i intervallet 2 – 22 kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per ansluten person med KL-sortering och år (tabell 11).

KL-vattnet ersätter mineralgödsel och härigenom minskar också energianvändningen för växthusgasemissionerna från dess tillverkning. I enlighet med Tidåker m.fl. (2005) antar vi att kväveförlusterna under hantering och lagring är 9 %. Kvarvarande kväve antas till 90 % ersätta mineralgödsel (Richert m.fl., 2010; Johansson m.fl. 2000; Jönsson, 2002). Enligt Jenssen och Kongshaug (2003) är energianvändningen i genomsnitt för Europeisk mineralgödselkvävetillverkning 11,2 och 2,2 kWh per kg kväve respektive fosfor. För växthusgasutsläppen är siffrorna 5,3 och 0,5 kg CO<sub>2</sub>-ekv per kg kväve respektive fosfor.

Det är svårt att förutspå vad som händer med mängden producerad biogas i reningsverket. Visserligen minskar både mängden suspenderad substans och mängd BOD till reningsverket kraftigt. Samtidigt minskar behovet av kväverening, vilket gör att slamåldern kan minskas något, vilket i sin tur innebär ökat utbyte av slam med bättre nedbrytbarhet. Dessutom kan biogas utvinnas ur KL-vattnet, t.ex. med den beskrivna UASB-processen. Kjerstadius m.fl. (2012) beräknade t.ex. att, jämfört med dagens system med rötning av matavfall och av reningsverksslam, bör produktionen av metan fördubblas för ett KL-sorterande vakuumbaserat avloppssystem med köksavfallskvarnar. Blandningen av malt matavfall och KL-vatten antogs rötas i en UASB-ST reaktor.

Total bör energianvändningen i VA-systemet och för tillverkning av mineralgödsel minska runt 110 kWh/person och år (tabell 11). Detta är av samma storleksordning som produktionen av biogas vid de reningsverk som 2008 hade rötning, 101 kWh per person och år. KL-sortering innebär också att utsläppen av växthusgaser från avloppsrening och mineralgödsetillverkning bör minska med 22-43 kg CO<sub>2</sub> per person och år.

Motsvarande beräkningar för en person med urinsortering ger resultaten enligt tabellerna 12 och 13. Den mängd spolvatten som används vid urinsortering är runt 15 liter per person och dag, vilket innebär att 15 liter per person och dag sparas (Jönsson m.fl., 2000). Flödet till avloppsreningen minskar med ytterligare runt 2,5 liter, 1,5 liter urin och 1 liter urinspolvatten per person och dag, då dessa flöden går till uppsamlingstanken för den källsorterade urinen (tabell 13).

För hushåll med enskilda avlopp hamnar endast ca 15 % av fosfor i trekammarbrunnsslammet (Ek m.fl., 2011), vilket innebär att det beräknas innehålla knappt 80 gram fosfor per person och år. Ofta behandlas trekammarbrunnsslammet i ett vanligt reningsverk och återförs med dess slam, vilket antagits här. Denna mängd kan minska med 76 gram fosfor per person och år vid KL-sortering och 37 gram vid urinsortering. Dessa förändringar är små jämfört med hur mycket gödselmedel som det utsorterade KL-vattnet eller urinen kan ersätta. Fastigheter med enskilda avlopp som inför källsortering kommer att ge lika stor ersättning av mineralgödsel som fastigheter inom VA-näten. Utsläppen till vatten från KL-sorterande och urinsorterande fastigheter i centrala avloppsnät kommer att vara några procent mindre än för fastigheter med konventionellt system (tabellerna 11 och 13). Utsläppen till vatten från KL-sorterande och urinsorterande fastigheter med enskilda

avloppsanläggningar kommer däremot att vara väsentligt minder än från fastigheter med konventionellt system (Tidåker m.fl., 2007).

*Tabell 12.* Mängden växtnäring per person och år i källsorterade fraktioner och påverkan på slam och miljö- och resurspåverkan vid urinsortering. Vad gäller ersättning av mineralgödsel förutsätts att alla källsorterade fraktioner och allt slam hanteras och sprids på ett bra sätt och att källsorterade toaletter endast kommer att finnas i en mindre del av reningsverkens upptagningsområden.

Parameter	Mängd, enhet	Kommentar
<b>Urinsortering med 75 % utsortering- fosfor</b>		
Källsorterad urin, mängd fosfor	0,25 kg P/p,år	0,6 mg Cd/kg P
Mineralgödsel fosfor potentiellt ersatt av urin	0,25 kg P/p,år	
Urinsortering, mängd fosfor i slam (negativt tecken innebär minskning)	-0,25 kg P/p,år	Cd/P-kvot i slam ökar ngt
Mineralgödsel fosfor som potentiellt inte längre ersätts av slam (negativt tecken innebär minskning), förutsatt att allt slam sprids på åker och ersätter mineralgödsel till 50-90%	-0,12 - -0,23 kg P/p,år	
<b>Nettoeffekt på ersatt mineralgödsel fosfor om allt slam sprids</b>	<b>+0,02 - +0,12 kg P/p, år</b>	<b>Samma mängd Cd till åker</b>
<b>Nettoeffekt på ersatt mineralgödsel fosfor om inget slam sprids</b>	<b>+0,25 kg P/p, år</b>	<b>0,6 mg Cd/kg P</b>
<b>Urinsortering med 75 % utsortering – kväve</b>		
Källsorterad urin, mängd kväve	3,0 kg N/p,år	
Mineralgödsel kväve potentiellt ersatt av urin (9% förlust under hantering av urin och 90% ersättning; Tidåker m.fl., 2005; Jönsson m.fl., 2000)	2,5 kg N/p,år	
Urinsortering, mängd kväve i slam påverkas troligen inte av urinsortering då det finns N-överskott i reningsverket	Ingen påverkan	
Mineralgödsel kväve potentiellt ersatt av slam, förutsatt att allt slam sprids på åker	Ingen påverkan	
<b>Nettoeffekt på ersatt mineralgödsel kväve om allt slam sprids</b>	<b>2,5 kg N/p, år</b>	
<b>Nettoeffekt på ersatt mineralgödsel kväve om inget slam sprids</b>	<b>2,5 kg N/p, år</b>	

Den energibesparing som räknades fram för reningen av avloppet från en person med urinsortering stämmer rätt väl med resultaten från de simuleringar som Wilsenach & van Loosdrecht (2003) har gjort för ett reningsverk i Nederländerna. Simuleringarna visade att vid 75 % utsortering av urinen skulle god BOD och kväverening uppnås med bara ett högbelastat (slamålder 0,8 dagar) biologiskt steg. Jämfört med reningsverket utan urinsortering gav detta en energibesparing på 67 kWh per person och år, vilket stämmer rätt väl med de 50 kWh per person och år som räknades fram ovan. I simuleringarna sjönk halterna av totalkväve ut från ca 7 till under 3 mg per liter när 75 % av urinen sorterades ut (Wilsenach & van Loosdrecht, 2003). Såväl Jönsson (2002), där urinen transporterades 33 km, som Wittgren m.fl. (2011), där urinen transporterades 50 km, har visat att energibesparingarna i VA-systemet och mineralgödseltillverkningen är större än energianvändningen i återföringsystemet för urinen och att systemet som helhet därför spar energi. I Wittgren m.fl. (2011) var energibesparingen i hela systemet, inklusive transport till jordbruket, 34 kWh och i Jönsson (2002) var energibesparingen, inklusive såväl transport som spridning av urinen, 20 kWh per person och år.

Behandling av den källsorterade urinen i en mikrobiell bränslecell är ett intressant nytt alternativ som förbättrar energibalansen. Med bränslecellen utvinns fosforgödselmedel, energi och ammoniakgas ur urinen (Kuntke m.fl., 2012). Fosfor faller ut som struvit före bränslecellen. Totalt ger alltså den mikrobiella bränslecellen el, koncentrerad fosforgödsel (struvit) och koncentrerad kvävegödsel (ammoniumsulfat genom att fånga ammoniaken i svavelsyre).

Vid KL-sortering minskar energianvändningen för VA-hantering och mineralgödsel enligt beräkningarna med totalt 112 kWh per person och år (tabell 11). Trots detta har tidigare simuleringar av dessa system visat att hanterings- och återföringsystemet för KL-vatten använder betydligt mera energi än vad som sparas. Såväl uppsamlings- som behandlingssystem har emellertid förbättrats väsentligt och Wittgren m.fl. (2011) visar att ett KL-sorterande system där KL-vattnet hygieniseras med ammoniak via ureatillsats totalt sett sparar 49 kWh per person och år jämfört med ett konventionellt system, vilket är mer än vad ett urinsorterande system sparar.

**Tabell 13.** Övriga miljöeffekter vid urinsortering. Vad gäller ersättning av mineralgödsel förutsätts att alla källsorterade fraktioner och allt slam hanteras och sprids på ett bra sätt och att källsorterade toaletter endast kommer att finnas i en mindre del av reningsverkens upptagningsområden

Använd mängd vatten	5475 l/p,år
Mängd vatten jämfört med idag	-5475 l/p,år
Energi för vattenberedning och distribution	-3,6 kWh/p,år
Mängd vatten till avlopp jämfört med idag	-6390 l/p,år
Energi för avloppspumpning	-0,1 kWh/p,år
Utsläpp av N och P med renat avloppsvatten, minst	-2%
Utsläpp av N och P med bräddat avloppsvatten	-60% N ; -44% P
Energi för avloppsvattenrening från minskad BOD	-4 kWh/p,år
Kväveminskning utöver BOD-proportionell	-2,7 kg/p,år
Energi för kväverening, utöver BOD-proportionell ändring	-42 kWh/p,år
<b>Ändring av energi för drift av VA-systemet – urinsystem ej med</b>	<b>-50 kWh/p,år</b>
<b>Ändring av energi för drift av VA-systemet – urinsystem ej med</b>	<b>-27%</b>
<b>Minskade utsläpp av växthusgaser från avloppsrening</b>	<b>-1- 14 kg CO<sub>2</sub>-ekv/p,år</b>
<b>Emitterad lustgas 0,15-1,6 % av reducerat kväve</b>	
Tillverkningsenergi för mineralgödselkväve	-28 kWh/p,år
Tillverkningsenergi för mineralgödsel fosfor	-0,05 -- -0,5 kWh/p,år
Växthusgaser från mineralkvävetillverkning	-13 kg CO <sub>2</sub> /p,år
Växthusgaser från mineralfosfortillverkning	-0,01 - -0,1 kg CO <sub>2</sub> /p,år
<b>Förändrad energianvändning exkl. urinsystem</b>	<b>-78 kWh/p,år</b>
<b>Förändrade utsläpp av växthusgaser exkl urinsystem</b>	<b>-14 -- -28 kg CO<sub>2</sub>/p,år</b>

För att nå en god återföringsgrad av fosfor och kväve från matavfall bedöms vanlig insamling av källsorterat matavfall med sopbil kombinerat med behandling vid samrötningsanläggningar, där ett existerande certifieringssystem finns, vara ett bra och betydligt snabbare alternativ än införande av matavfallkvarnar, då detta alternativ passar befintlig bebyggelse. Vid nybebyggelse kan ett system där matavfallskvarnar kombineras med KL-vatten för insamling i gemensamma tankar, sambehandling och återföring som gödsel vara ett högt intressant alternativ. Rötning av matavfallet påverkar inte avloppsslammet för någon av denna typ av anläggningar. Efter rötning av matavfall bedöms 100 % av fosfor och 60 % av kvävet föreligga i en växttillgänglig form.

Kommunerna har ansvar och skyldighet att omhänderta matavfall från hushåll. Ungefär ca 60 % av landets kommuner har separat insamling av källsorterat matavfall, varav drygt 20 kommuner endast har insamling för restauranger och storkök. Under 2011 ökade insamling och behandling av källsorterat matavfall med 10 % jämfört med 2010 (Avfall Sverige, 2012) och ett 70-tal kommuner planerar att införa system för källsortering av matavfall. Mot bakgrund av en strukturerad organisation och en ökad medvetenhet och intresse för källsorterade system med energiutvinning och växtnäringsåterföring bedöms förutsättningarna att öka mängden matavfall till samrötningsanläggningar som mycket goda.

## Återföringspotential till jordbruket för vissa scenarier

I tabell 14 har vi samlat återföringen och återföringspotentialen för några olika scenarier och tidsperspektiv. För beräkningen av hur mycket KL-vatten och källsorterad urin som återförs idag har vi antagit att innehållet från 5 % av dagens slutna tankar återförs till jordbruksmark.

Tabell 14. Återföringspotentialen för några olika scenarier och tidsperspektiv samlat

Scenarie/fall	Gödsel- produkt	Återförd P-tot, ton/år	Återfört N-tot, ton/år	Kommentar
2010 beräknad	Urin	0,3	3	Dessutom på tomter ca 5 ton
2010 beräknad	KL-vatten	3	29	
2011 beräknad	Rötat matavfall	160	944	Dessutom 156 ton fosfor via kompost till trädgård och anläggningsjord
Dagens 63000 slutna tankar till jordbruk	KL-vatten	66	590	Cd/P 11 – 17 mg/kg
Ersätta undermåliga enskilda avlopp med KL-sortering -Påverkan på slam	KL-vatten	150	1 340	Cd/P 11 mg/kg
Ersätta miljonp- rogrammets avlopp med KL-sortering -Påverkan på slam	KL-vatten	400	3 600	Cd/P 11 mg/kg
Summan av ovanstående tre KL- alternativ Påverkan på slam	KL-vatten	616	5 530	
90 % av dagens källsorterade urin till lantbruk -Påverkan på slam	Urin	5	62	
Ersätta undermåliga enskilda avlopp med urinsortering -Påverkan på slam	Urin	72	880	
Ersätta miljonp- rogrammets avlopp med urinsortering -Påverkan på slam	Urin	194	2360	
Summan av ovanstående tre urinsortering	Urin	270	3 340	
2018; 40% matavfall rötas i samrötning	Matavfall	484	2850	

## **Behovet av teknikutveckling, forskning och stöd för ökad återföring**

I samtliga utvärderingar av urinsorterande system är det vanligast förekommande, det viktigaste och ibland det enda nämnda problemet de stopp som uppstår i urinledningen om man inte gör förebyggande underhåll enligt rekommendationerna. Ett väl fungerande förebyggande underhåll är att rengöra urinvattenlåset med stark kaustiksodalösning 2-4 gånger per år, där frekvensen beror på vattnets hårdhet. Kaustiksodalösning fungerar också bra för att rensa stopp som uppstått. De boende i Mjölntorpets ekoby har dessutom kommit på ett innovativt sätt att minska besväret med stopp i urinledningen. De har vägghängda Dubblettentoaletter och många av hushållen har ersatt toalettens urinledning, som ursprungligen var av koppar, med en mjuk genomskinlig plastslang, som gör det enklare att både rengöra urinledningen och att vid behov byta ut den.

Sedan urinsorterande toaletter för våt fekaliehantering kom på marknaden i början på 1990-talet har de utvecklats ytterst lite och idag finns det färre urinsorterande modeller på marknaden än det fanns i slutet på 90-talet. Då hade företagen Wostman Ecology (WME DS), Gustavsberg och BB Innovation (Dubbletten) var sin porslinstoalett med våt fekaliehantering på marknaden. WME DS var golvstående och liknade mycket vanliga golvstående toaletter. Gustavsbergs toalett var vägghängd liksom Dubbletten. Genom att marknaden för urinsorterande porslinstoaletter är så liten finns idag tyvärr endast två modeller på marknaden, dels WME DS och dels en golvstående variant av Dubbletten. Gustavsbergs urinsorterande toalett som var den modell som många brukare tyckte bäst om, t.ex. har ungefär hälften av hushållen i Understenshöjden bytt från Dubbletten till Gustavsbergs toalett (Torpe, pers. medd.). Orsaken till att denna toalett inte längre tillverkas är att försäljningen var för liten för att ekonomiskt motivera investeringen i de nya verktyg som behövdes när fabriken gick över till en ny tillverkningsmetod.

Urinsortering är ett system som på ett resurseffektivt sätt kan öka återförelsen av växttillgänglig fosfor och andra näringsämnen från avloppssystemen. För lyckad storskalig implementering behöver toalettutbudet ökas och toaletternas funktion testas och förbättras. För att uppnå detta rekommenderas att en teknikupphandling, med väl specificerade krav, genomförs av dels vägghängda och dels golvstående urinsorterande toaletter med våt fekaliehantering. Ett av kraven är att goda instruktioner skall finnas för både installation och underhåll.

Många driftsproblem i form av stopp och dålig lukt beror på dålig installation, vilket troligen delvis har sin grund i att det inte finns beskrivningar av utförandet av urinsorterande anläggningar inom ramen för Bygg-AMA (Allmän Material och Arbetsbeskrivning) som utgör grunden för de flesta bygghandlingar. Allmänna material och arbetsbeskrivningar för dels byggandet och dels underhållet av urinsorterande system behöver tas fram, vilket kan kräva stöd.

Källsorterad humanurin klassas som hushållsavfall vilket innebär att kommunen är skyldig att hämta och omhänderta denna. Enligt EU:s avfallshierarki skall återanvändning och återvinning prioriteras högre än slutligt omhändertagande. Då källsorterade urin är ett bra gödselmedel är det rimligt att kommunerna får ett ansvar att hämtad urin nyttiggörs som gödselmedel.

Hushåll som urinsorterar drabbas mycket ofta av ökade avgifter, då de både måste betala den normala VA-avgiften och dessutom i regel också för hämtning, transport och spridning av urinen. Hushållen måste alltså betala mera trots att de belastar miljö mindre, vilket snarare leder till att befintliga system avvecklas än att nya urinsorterande system byggs. De avgifter som hushållen betalar för sin avlopps- och avfallshantering behöver ses över samlat så att hushållen får incitament att investera i källsorterande system, både för avfall och avlopp. Vilka möjligheter som finns för att uppnå detta behöver utredas, då toalettavfallet vid källsortering övergår från ansvaret för det självfinansierande avloppskollektivet till det självfinansierande avfallskollektivet. Frågan om

ekonomiskt incitament behöver utredas även för hushåll med enskilda anläggningar, t.ex. genom anpassade krav på anläggningen för det övriga avloppsvattnet.

Trots att undersökningar visat att de flesta brukare av urinsorterande toaletter är nöjda finns det också en relativt stor andel av befolkningen som har ytterst svårt att tänka sig återanvändning av urin och/eller fekalier som gödselmedel. För att samhället skall nå sina mål vad gäller återföring av växtnäring från avlopp behöver de ansvariga samhällsaktörerna genomföra opinionsbildning, inklusive breda informations- och utbildningsinsatser i frågan, eftersom allmänhetens förtroendet för urin och fekalier som gödselmedel måste vara stort och djupt för att livsmedelsföretagen skall våga basera sina produkter på livsmedelsråvaror som gödslats med urin och/eller fekalier.

Ett certifieringssystem för små avloppsfractioner, *SPCR 178 System för kvalitetssäkring av fraktioner från små avlopp*, har just utvecklats och planeras att tas i reguljär drift vid årsskiftet 2012/13. Det är viktigt att driften av detta certifieringssystem blir stabil då denna certifiering är en förutsättning för att produkterna får användas som gödselmedel till många av de grödor som lantbrukarna odlar. Tyvärr saknar systemet ännu en engagerad ägare inom branschen men SP, Sveriges Tekniska Forskningsinstitut, har tills vidare tagit på sig ägarskapet för SPCR 178.

Genom att ändra flödet av urin och fekalier från utspädning i vattenrecipienten till gödsling av livsmedelsproduktion ökar risken för smittspridning och spridning av antibiotikaresistenta bakterier in till livsmedelskedjan. Forskningen kring och utveckling av enkla, funktionella och robusta hygieniseringsmetoder behöver därför intensifieras så att kommunernas implementering av KL-system kan fortsätta.

På samma sätt som det behövs fortsatt utveckling av urinsorterande toaletter behövs detta också för extremt vattensnåla toaletter till KL-system även om utbudet av olika enkla vakuumtoaletter på sista tiden ökat. Minskad inblandning av spolvatten i toaletter leder till effektiviseringar i hela kedjan av transport, behandling och återföring och därför behövs stöd till utveckling av mera vattensnåla toalettsystem. Denna utvecklingsinsats bör vara bred och innefatta såväl toaletter med vakuum som utan.

För att utveckla de synergier som är möjliga för gemensam insamling av KL-vatten och matavfall via köksavfallskvarnar behövs vattensnåla köksavfallskvarnar. Här finns ett viktigt utvecklingsarbete då de nuvarande använder alltför mycket vatten.

På samma sätt som för urinsorterande system behövs allmänna material och arbetsbeskrivningar (Bygg-AMA) för installation och underhåll av KL-system, både med och utan vakuum, och av köksavfallskvarnar.

En något hög vattenhalt från insamlingssystemet kan kompenseras med en effektiv och resurssnål koncentreringsprocess, antingen före eller efter behandlingen. Utveckling av bättre processer för att koncentrera KL-vatten, urin och rötrest är därför viktigt. Den biogödsel som produceras vid samrötningsanläggningarna innehåller mycket vatten. I genomsnitt är torrsubstanshalten 3,3 % (Henriksson m.fl., 2012). Detta innebär att kostnader för både lagring, transport och spridning blir höga i relation till växtnäringsinnehållet. Vidare finns risk för markpackning vid spridning eftersom ekipagen blir mycket tunga. De tekniker som kan tillämpas för koncentreringsprocesser av biogödsel är ofta både kostsamma och energikrävande. Det finns därför ett stort behov av att utveckla energi- och kostnadseffektiva sätt att öka växtnäringskoncentrationen i biogödsel, KL-vatten och urin. Om koncentrationsprocessen på ett ekonomiskt och driftsäkert sätt kan appliceras i liten skala så kan den kanske användas i fastigheten och därmed minska kravet på extremt vattensnåla toaletter och köksavfallskvarnar.



Ytterligare en fördel med koncentration är att materialets eget innehåll av ammoniak kan räcka för dess hygienisering om koncentrationen blir tillräckligt hög.

Mycket forskning har gjorts om läkemedelsrester i avloppsvatten och nu pågår det stora Mistraprogrammet MistraPharma. I detta studeras emellertid varken påverkan av antibiotika i miljön eller vad som händer med läkemedelsresterna i jord eller i slam. Då frågan om läkemedelsrester ständigt kommer upp så behövs en ordentlig forskningsinsats på ödet av läkemedelsrester i mark, så att frågorna kan besvaras väl. Annars riskeras allmänhetens hela förtroende för system som återför växtnäring från avlopp. Allmänheten är de som köper maten och utan deras förtroende kan inget miljömål för återföring av växtnäring från avlopp nås.

## Referenser

- Almedal, C. 1998. Lokal hantering av slam från enskilda avlopp i Svalövs kommun. Institutionsmeddelande 98:4, Institutionen för lantbruksteknik, SLU.
- Andersson, Y. 2008. Utvärdering av urinsortering och torrtoaletter i Tanums kommun. Rapport 2008:88, Länsstyrelsen i Västra Götalands län, vattenvårdsenheten. ISSN: 1403-168X
- Antonini, S., Phong Thanh, N., Arnold, U., Clemens, J. 2012. Solar thermal evaporation of human urine for nitrogen and phosphorus recovery in Vietnam. *Science of the Total Environment* **414**: 592-599.
- Avfall Sverige 2012. Svensk Avfallshantering 2012. Biologisk återvinning s 21-23. Avfall Sverige, Malmö.
- Bengtsson, M., Lundin, M., Molander, S. 1997. Life cycle assessment of wastewater systems. Case studies of conventional treatment, urine sorting and liquid composting in three Swedish municipalities. Report 1997:9, Technical Environmental Planning. Chalmers University of Technology.
- Bergström, R., Bjurhem, J.-E., Ek, M., Björleinius, B., Hellström, D. 2002. Koncentrering av närsalter från urin och rejektivatten från rötning av avloppsslam. Rapport till Stockholm Vatten. IVL.
- Colucci, M.S., Bork H., Topp, E. 2001. Persistence of estrogenic hormones in agricultural soils: I. 17 $\beta$ -estradiol and estrone. *Journal of Environmental Quality* **30**: 2070-2076.
- Colucci, M.S., Topp, E. 2001. Persistence of estrogenic hormones in agricultural soils: II. 17  $\alpha$ -etonylestradiol. *Journal of Environmental Quality* **30**: 2077-2080.
- Dahlberg, C. 2010. Biogödsselförädling - Tekniker och leverantörer. Rapport SGC 221, SGC. Malmö.
- Danish Pig Research Centre. 2011. Annual Report 2010: Biogas and Slurry Separation. <http://www.thepigsite.com/articles/13/biodigestion-biofuels/3654/danish-pig-research-centre-annual-report-2010-biogas-and-slurry-separation>. Besökt 2012-10-03
- Davidsson, Å., Pettersson, F., Bernstad, A. 2011. Förstudie av olika system för matavfallsutsortering med avfallskvarnar. SGC-rapport 231, Svenskt Gastekniskt Center. Malmö. ISRN SGC-R-231-SE.
- de Graaff, M.S. 2010. Resource recovery from black water. Thesis Wageningen University, Wageningen, NL, ISBN: 978-90-8585-548-4.
- Dodd, M.C., Zuleeg, S.,; von Gunten, U. et al . 2008. Ozonation of Source-Separated Urine for Resource Recovery and Waste Minimization: Process Modeling, Reaction Chemistry, and Operational Considerations. *Environmental Science & Technology* **42**(24): 9329-9337.
- Ejhed, H., Magnér, J., Olshammar, M., Remberger, M., Norström, K., Lilja, K., Bibi, M., Reimer. K.-A. 2012. Enskilda avlopp som källa till läkemedelsrester och andra kemikalier. Rapport, IVL.
- Ek, M., Junestedt, C., Larsson, C., Olshammar, M., Ericsson, M. Teknikenkät – enskilda avlopp 2011. SMED Rapport 44, Svenska MiljöEmissionsData.
- Emilsson, K.B., Jenssen, P.D.J., Flatlandsmo, A., Greatorex, J., Hellström, D., Magid, J., Malmén, L., Palm, O., Santala, E. 2006. Klosettvattnesystem - Nordisk inventering och förslag till FoU. TemaNord 2006:503. Nordiska Ministerrådet, Köpenhamn, Danmark.
- Eskilstuna. 2012. Förslag till avfallsplan för Eskilstuna kommun - Bilaga 3 Nuvarande avfallshantering. [www.eskilstuna.se](http://www.eskilstuna.se).
- Frandsen, T.Q., Rodhe, L., Baky, A., Edström, M., Sipilä, I.K, Petersen, S.L., Tybirk, K. 2011. Bestavailable Technologies for Pig Manure Biogas Plants in the Baltic Sea Region. Baltic Sea 2020, Stockholm, 159 pp.
- HDR Inc., 2012. Durham Advanced Wastewater Treatment Plant - Struvite Recovery Project. HDR->Portofolio. <http://www.hdrinc.com/portfolio/durham-advanced-wastewater-treatment-plant-struvite-recovery-project> besökt 2012-11-18.
- Hellström, D., Jonsson, L., Nordberg, Å., Olsson, L-E. 2008. Anaerob behandling av hushållspillvatten och klosetavlopp blandat med organiskt hushållsavfall – resultat från Sjöstadsverket, Stockholm. Rapport nr 2008-08, Svenskt Vatten AB, Stockholm.

- Henriksson G, Palm O, Davidsson K, Ljung E, Sager A. 2012. Rätt slam på rätt plats. Rapport 41, Waste refinery, SP Borås. ISSN 1654-4706.
- Hushållningssällskapet. 2006. Gödselseparering, framtiden eller en dagslända? Miljöartikel 7, Hushållningssällskapet, Halland.
- Jensen, C., Stenmarck, Å., Sörme, L., Dunsö, O. 2011. Matavfall 2010 från jord till bord. Rapport 99, Svenska MiljöEmissionsData. Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut, Norrköping. ISSN 1653-8102
- Jenssen, T.K., Kongshaug, G. 2003. Energy Consumption and Greenhouse Gas Emissions in Fertiliser Production. Proceedings 509, International Fertiliser Society. London, UK.
- Johansson, C., Svensson, S.-E. 2012. Halter av 60 spårelement i klosettavatten för fastställande av klosettavattenkvalitet – förstudie. Rapport 2012-05, Svenskt Vatten Utveckling.
- Johansson, M., Jönsson, H., Höglund, C., Richert Stintzing, A., Rodhe, L. 2000. Urinsortering – en del av kretsloppet. Rapport T17:2000, Byggeforskningsrådet. ISBN 91-540-5860-0.
- Johnston, A.E., Richards, I.R. 2004. Effectiveness of different precipitated phosphates as phosphorus sources for plants. Phosphorus Research Bulletin **15**: 52-59.
- Jordbruksverket. 2011. Riktlinjer för gödning och kalkning 2012. Jordbruksinformation 21, Jordbruksverket.
- Jönsson, H. 2002. Urine separating sewage systems – environmental effects and resource usage. Water Science and Technology **46**(6-7):333-340.
- Jönsson, H., Vinnerås, B., Höglund, C., Stenström, T.A., Dalhammar, G., Kirchmann, H. 2000. Källsorterad humanurin i kretslopp. VA-FORSK Report 2000•1. VA-FORSK/VAV.
- Jönsson, H., Baky, A., Jeppsson, U., Hellström, D., Kärrman, E. 2005. Composition of urine, faeces, greywater and bio-waste - for utilisation in the URWARE model. Report 2005:6, Urban Water, Chalmers. Sweden. Download: [www.urbanwater.org](http://www.urbanwater.org)
- Kemi. 2011. Kadmiumhalten måste minska – för folkhälsans skull. Rapport 1/11, Kemikalieinspektionen.
- Kemi. 2012. Dispens. Diarienum: 731-1394-2012. <http://apps.kemi.se/bkmregoff/ResultatDispenser.cfm?Sokval=alla&aktuella=no> besökt 2012-11-08.
- Kirchmann, H., Pettersson, S. 1995. Human urine – chemical composition and fertilizer efficiency. Fertilizer Research **40**:149-154.
- Kjerstadius, H., Davidsson, Å., la Cour Jansen, J. 2012. Hållbara system för biogas från avlopp och matavfall. Rapport 2012:271, Svenskt Gastekniskt Center AB – SGC.
- Kujawa-Roeleveld, K., Fernandes, T., Wiryawan, Y., Tawfik, A., Visser, M., Zeeman, G. 2005. Performance of UASB septic tank for treatment of concentrated black water with DESAR concept. Water Science and Technology **52** (1-2), 307-313.
- Kujawa-Roeleveld, K., Elmitwalli, T., Zeeman, G. 2006. Enhanced primary treatment of concentrated black water and kitchen residues within DESAR concept using two types of anaerobic digesters. Water Science and Technology, 53 (9), 159-168.
- Kujawa-Roeleveld, K., Zeeman, G. 2006. Anaerobic treatment in decentralized and source-separation-based sanitation concepts. Reviews in Environmental Science & Bio/Technology **5**:115-139.
- Kuntke, P., Smiech, K.M., Bruning, H., Zeeman, G., Saakes, M., Sleutels, T.H.J.A., Hamelers, H.V.M., Buisman, C.J.N. 2012. Ammonium recovery and energy production from urine by a microbial fuel cell. Water Research **46**:2627-2636.
- Kvarnström, E., Emilsson, K., Richert Stintzing, A., Johansson, M., Jönsson, H., af Petersens, E., Schönning, C., Christensen, J., Hellström, D., Qvarnström, L., Ridderstolpe, P., Drangert, J.O. 2006. Urine diversion: One step towards sustainable sanitation. Report 2006-1. Ecosanres, Stockholm Environment Institute. [www.ecosanres.org](http://www.ecosanres.org).
- Kärrman, E., Johansson, M., Byström, Y., af Petersens, E., Ridderstolpe, P., Olin, B., Palm, O., Christensen, J. 2005. Avlopp i kretslopp - en utvärdering av LIP-finansierade enskilda avlopp, vassbäddar och bevattningssystem med avloppsvatten. Rapport 5406, Naturvårdsverket.

- Lettinga, G., Hulshoff Pol, L.W. 1991. UASB-process design for various types of wastewaters. *Water Science and Technology* **24**(8): 87-107.
- Lienert J., Bürki, T., Escher B.I. 2007. Reducing micropollutants with source control: substance flow analysis of 212 pharmaceuticals in faeces and urine. *Water Science and Technology* **56**(5): 87-96.
- Lind, B.B., Ban, Z., Byden, S. 2000. Nutrient recovery from human urine by struvite crystallization with ammonia adsorption on zeolite and wollastonite. *Bioresource Technology* **73**(2): 169-17.
- Linderholm, K. 2011. Fosfor och dess växttillgänglighet i slam – en litteraturstudie. Rapport 2011-16, Svenskt Vatten Utveckling.
- Linderholm, K., Mattsson, J.E., Tillman, A-M. 2012. Phosphorus Flows to and from Swedish Agriculture and Food Chain. *AMBIO* 41 (8), 883-893. Doi: 10.1007/s13280-012-0294-1.
- Lingsten, A., Lundkvist, M., Hellström, D. Balmér, P. 2011. VA-verkens energianvändning 2008. SVU-Rapport 2011-04, Svenskt Vatten.
- Linné, M., Ekstrandh, A., Engelsson, R., Persson, E., Björnsson, L., Lantz, M. 2008. Den svenska biogaspotentialen från inhemska restprodukter. Energigas Sverige, Stockholm. <http://www.energigas.se/Publikationer/Rapporter>
- Lundström, C., Linden, B. 2001. Kväveeffekter av humanurin, Biofer och Binadan som gödselmedel till höstvet, vårvete och vårkorn i ekologisk odling. Rapport 8, Serie B Mark och växter, Institutionen för jordbruksvetenskap, SLU.
- Mark- och grödoinventeringen. 2012. Sök data/kartor. Data insamlat 1988-2007. <http://www-jordbruksmark.slu.se/AkerWebb/MgiPub/Index.jsp?PageType=3&PageID=0> besökt 2012-11-08.
- Mattsson, J., Hedström, A. 2012. Matavfallsvarnar – Långtidseffekter på ledningsnät. Rapport 2012-08, Svenskt Vatten Utveckling, Stockholm.
- Natural-hormones.net. 2012. Estrogen Levels. <http://www.natural-hormones.net/estrogen-levels.htm> besökt 2012-11-08.
- Naturvårdsverket. 2002. Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp. Rapport 5214, Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. 2004. Kunskapsläget om enskilda avlopp i Sveriges kommuner. Rapport 5415, Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. 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 hushållspillvatten. NFS 2006:7, Naturvårdsverkets författningssamling, Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. 2008. Små avloppsanläggningar - Handbok till allmänna råd. Handbok 2008:3, Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. 2009. Sveriges åtagande i Baltic Sea Action Plan – Konsekvensanalyser. Rapport 5984, Naturvårdsverket.
- Norrtälje. 2011. Biogas i Roslagen – en förstudie. Norrtälje kommun. [www.norrtalje.se](http://www.norrtalje.se).
- Regeringen. 2012. 13 etappmål. Sveriges Miljömål. <http://www.regeringen.se/sb/d/2055/a/191671> besökt 2012-11-18.
- Revaq. 2011. Årsrapport 2010. Revaq sekretariat, Svenskt Vatten.
- Richert, A., Gensch, R., Jönsson, H., Stenström, T.-A., Dagerskog, L. 2010. Practical Guidance on the Use of Urine in Crop Production. EcoSanRes Series 2010-1, Stockholm Environment Institute. Pp: 54. ISBN 978-91-86125-21-9
- Ronteltap, M., Maurer, M. and Gujer, W. 2007. The behaviour of pharmaceuticals and heavy metals during struvite precipitation in urine. *Water Research* **41**: 1859-1868.
- SCB. 2011a. Växtskyddsmedel i jord- och trädgårdsbruket 2010. Statistiska meddelanden MI 31 SM 1101. Statistiska centralbyrån.
- SCB. 2011b. Kväve- och fosforbalanser för jordbruksmark och jordbrukssektor 2009. Statistiska meddelanden MI 40 SM 1102. Statistiska Centralbyrån. ISSN 1654-4013.
- SCB. 2012a. Startside - Nyckeltal för Sverige – Folkmängd. Statistiska Centralbyrån. [www.scb.se](http://www.scb.se) besökt augusti 2012.

- SCB. 2012b. Utsläpp till vatten och slamproduktion 2010. Statistiska meddelanden MI 22 SM 1201, Statistiska centralbyrån.
- Shore, L., Hall, D., Shemesh, M. 1997. Estrogen and testosterone in groundwater in the Chesapeake Bay watershed. Dahlia Greidinger International Symposium on fertilization and the environment, Technion, Haifa, Israel, 24–27 March 1997, pp. 250–255.
- Sonesson, U., Angervall, T. 2008. Klimatavtryck från hushållens matavfall. En undersökning utförd av SIK för Konsumentföreningen Stockholm.  
<http://www.testfakta.se/Mediaarkiv/Dokument/article11476.ece/BINARY/64667.pdf> besökt 2012-09-21.
- SOU. 2012. Mot det hållbara samhället – resurseffektiv avfallshantering. Statens offentliga utredningar 2012:56. Fritzes Offentliga Publikationer. data.riksdagen.se/fil/D3F008B8-9F6D-4665-816A-0E2FE7D77599.
- Statens Energimyndighet. 2012. Produktion och användning av biogas år 2011. ES 2012:08. ISSN 1654-7543.
- Steineck, S., Gustafson, G., Andersson, A., Tersmeden, M. & Bergström, J. 1999. Stallgödselns innehåll av växtnäring och spårelement. Rapport 4974, Naturvårdsverket.
- Stintzing, A., Palm, O. 2009. System för kvalitetssäkring och jordbruksanvändning av källsorterade avloppsfraktioner från enskilda hushåll. Rapport Kretslopp & Avfall 44, JTI-Institutet för jordbruks- och miljöteknik.
- Svenska Foder. 2012. Dispens för glyfosatprodukter i växande grödor till foderproduktion.  
<http://www.svenskafoder.se/default.asp?p=30898&pt=132> besökt 2012-11-08.
- Svenskt Vatten. 2011. Vårt att veta om vatten – Frågor och svar om vårt dricksvatten.  
[www.svensktvatten.se](http://www.svensktvatten.se) besökt 2012-10-02.
- Teknikmarknad. 2011. Förstudie: Eliminering läkemedelsrester uppströms. Teknikmarknad, Stockholm.
- Tidåker, P., Kärrman, E., Baky, A., Jönsson, H. 2005. Wastewater management integrated with farming - an environmental systems analysis of the model city Surahammar. Rapport miljö, teknik, lantbruk 2005:05, Institutionen för biometri och teknik, SLU.
- Tidåker, P., Kärrman, E., Baky, A., Jönsson, H. 2006. Wastewater management integrated with farming - an environmental systems analysis of a Swedish country town. *Resources, Conservation & Recycling*, 47(4):295-314.
- Tidåker, P., Sjöberg, C., Jönsson, H. 2007. Local recycling of plant nutrients from small-scale wastewater systems to farmland—A Swedish scenario study. *Resources, Conservation and Recycling* 49:388–405.
- Tilley, E., Gantenbein, B., Khadka, R., Zurbrugg, C., Udert, K.M. 2009. Social and economic feasibility of struvite recovery from urine at the community level in Nepal. I: Ashley, K., Mavinic, D., Koch, F. (red). *International Conference on Nutrient Recovery from Wastewater Streams*. IWA Publishing, UK. ISBN: 9781843392323.
- Udert, K., Wächter, M. 2012. Complete nutrient recovery from source-separated urine by nitrification and distillation. *Water Resources* 46(2):453-464.
- Udert, K.M., Larsen, T.A., Gujer, W. 2003. Estimating the precipitation potential in urine-collecting systems. *Water Research* 37(11):2667-2677.
- van Haandel, A., Kato, M.T., Cavalcanti, P.F.F. and Florencio, L. 2006. Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater. *Reviews in Environmental Science & Bio/Technology*, 5, 21-38.
- van Voorthuizen, E., Zwijnenburg, A., van der Meer, W., Temmink, H. 2008. Biological black water treatment combined with membrane separation. *Water Research* 42(16): 4334-4340.
- Wendland, C., Deegener, S., Behrendt, J., Toshev, P., Otterpohl, R. 2007. Anaerobic digestion of blackwater from vakuum toilets and kitchen refuse in a continuous stirred tank reaktor (CSTR). *Water Science and Technology* 55(7): 187-194.
- Westling, K. 2011. Lustgasemissioner från avloppsreningsverk- en litteraturstudie. Rapport B1977, IVL.

- WHO. 2006. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater use in agriculture and aquaculture. Socio cultural, environmental and economic Aspects. World Health Organisation.
- Wilsenach, J., van Loosdrecht, M. 2003. Impact of separate urine collection on wastewater treatment systems. *Water Science and Technology* **48**(1):103-10.
- Winker, M., Clemens J., Reich, M., Gulyas, H., Otterpohl, R. 2010. Ryegrass uptake of carbamazepine and ibuprofen applied by urine fertilization. *Science of the Total Environment* **408**:1902–1908.
- Winker, M., Vinnerås, B., Muskolus, A., Arnold, U., Clemens, J. 2009. Fertiliser products from new sanitation systems: Their potential values and risks. *Bioresource Technology* **100**: 4090–4096.
- Vinnerås, B., Jönsson, H. 2002. The potential of faecal separation and urine diversion to recycle plant nutrients in household wastewater. *Bioresource Technology* **84**:275-282.
- Wittgren, H.B., Malmqvist, P.-A., Norström, A., Pettersson, F., Svensson, G. 2011. Systemanalys av kretsloppssystem för Norra Djurgårdsstaden, Stockholm. Rapport Maj 2011, Urban Water Management AB.

## Personliga meddelanden

Blom, Angelika. Rådgivare för biologisk återvinning, Avfall Sverige. Epost:

[angelika.blom@avfallsverige.se](mailto:angelika.blom@avfallsverige.se).

Fransson, Nina. Miljöskyddsinspektör, Linköpings kommun. Epost: [Nina.Fransson@linkoping.se](mailto:Nina.Fransson@linkoping.se).

Franzén, Ingrid. Miljö- och hälsoskyddsinspektör, Norrköpings kommun. Epost:

[ingrid.franzen@norrkoping.se](mailto:ingrid.franzen@norrkoping.se).

Linder, Janne, Biototal. Epost: [janne.linder@biototal.se](mailto:janne.linder@biototal.se).

Stafström, Staffan, Värmdö kommun. Epost: [staffan.stafstrom@varmdo.se](mailto:staffan.stafstrom@varmdo.se).

Söderlund, Nils. Boende i Ekobyn Understenshöjden, Björkhagen, Stockholm. Epost:

[nils@arkitektkontor-soderlund.se](mailto:nils@arkitektkontor-soderlund.se).

Torpe, Mia. Boende i Ekobyn Understenshöjden, Björkhagen, Stockholm. Epost: [Mia.Torpe@hsb.se](mailto:Mia.Torpe@hsb.se).

Vestgård, Martina. Miljöchef, Tanums kommun. Epost: [martina.vestgard@tanum.se](mailto:martina.vestgard@tanum.se).