

Samhällsekonomisk  
analys av system för  
återanvändning av  
fosfor ur avlopp

*Sammhällsekonomisk analys  
av system för återanvändning  
av fosfor ur avlopp*

Marcus Carlsson Reich, IVL Svenska miljöinstitutet

Naturvårdsverket  
Kundtjänst  
SE-106 48 Stockholm, Sweden  
*Tfn:* 08-698 12 00  
*Fax:* 08-698 15 15  
*Internet-hemsida:* [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)  
*Miljöbokhandeln:* [www.miljobokhandeln.com](http://www.miljobokhandeln.com)

ISBN 91-620-5222-5. pdf  
ISSN 0282-7298

Naturvårdsverket  
*Framsida:* Patrik Sundström  
2002/11

# Förord

---

Regeringen har givit Naturvårdsverket i uppdrag att utreda frågorna om miljö -och hälsoskydds krav för avloppsslam och dess användning samt om återföring av fosfor<sup>1</sup>. Naturvårdsverket redovisar uppdraget till regeringen senast den 15 december 2002. Arbetet med uppdraget har bl.a. bedrivits i form av ett antal delprojekt. Denna rapport ingår i av ett av delprojekten.

MISTRA-programmet Urban Water, tillsammans med ytterligare forskare och konsulter, har fått i uppdrag av Naturvårdsverket att ta fram underlagsmaterial kring de delar av uppdraget som berör ett antal möjliga framtida systemlösningar för återföring av fosfor ur avlopp. Dessa rapporteras i Balmér m. fl. (2002, NV rapport 5221).

Utifrån dessa systemstudier har Marcus Carlsson Reich, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, fått i uppdrag av Naturvårdsverket att ta fram ett diskussionsunderlag avseende företags- och samhällsekonomiska konsekvenser av olika metoder att öka cirkulation av näringsämnen, främst fosfor. Denna studie är gjord i samarbete med Lars Drake och Elisabeth Kvarnström, Naturvårdsverket. Arbetet har stötts av en referensgrupp bestående av Peter Ridderstolpe (VA-konsult), Peter Balmér (Svenskt Vatten), Ingmarie Douhan (Gävle kommun), Patrik Söderholm (Luleå Tekniska Universitet), Henriette Söderberg (CTH), Linda Forss (Östersund), Stig Hård (Gryaab), Marianne Löwgren (Linköpings universitet), Ulf Silvander (Naturvårdsverket) samt Daniel Hellström (Stockholm Vatten).

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta inte kan åberopas som representerande Naturvårdsverkets ståndpunkt.

<sup>1</sup> I enlighet med promemoria ”Uppdrag till Naturvårdsverket om miljö- och hälsoskydds krav angående avloppsslam samt återföring av fosfor”, 2001-04-11 nr. 8

## INNEHÅLL

<b>SAMMANFATTNING</b> .....	<b>5</b>
<b>SUMMARY</b> .....	<b>7</b>
<b>INLEDNING</b> .....	<b>9</b>
SYFTE.....	10
METOD.....	10
REFERAT AV BALMÉR M. FL. (2002).....	11
ANTAGANDEN OCH AVGRÄNSNINGAR.....	13
<b>BESKRIVNING AV ALLMÄNNA KOSTNADSANTAGANDEN FÖR SCENARIER</b> .....	<b>17</b>
LEDNINGSSYSTEM OCH PUMPSTATIONER.....	18
RENINGSVERK.....	19
FÖRBRÄNNING.....	19
DEPONERING.....	20
TRANSPORTER.....	20
SPRIDNING.....	21
TID FÖR GENOMFÖRANDE AV SCENARIER.....	21
<b>SCENARIESPECIFIKA KOSTNADSBERÄKNINGAR</b> .....	<b>23</b>
FÖRBRÄNNING AV SLAM (REFERENSSCENARIO).....	23
UPPSAMLING AV URIN.....	24
UPPSAMLING AV KLOSETTVATTEN.....	26
SPRIDNING AV SLAM PÅ ÅKERMARK.....	28
UTVINNING AV P UR AVLOPPSVATTEN: BIOP.....	29
UTVINNING AV FOSFOR UR SLAM: KREPRO.....	30
UTVINNING AV P UR ASKA: BIOCON.....	32
<b>DATA FÖR MILJÖEKONOMISK ANALYS</b> .....	<b>34</b>
EMISSIONS- OCH RESURSFÖRBRUKNINGSDATA.....	34
MILJÖVÄRDERING.....	36
<b>RESULTAT</b> .....	<b>40</b>
FÖRETAGSEKONOMI.....	40
MILJÖKOSTNADER.....	42
SAMHÄLLSEKONOMI.....	43
FÖRBEHÅLL I RESULTATTOLKNING.....	45
RESULTATTOLKNING.....	45
<b>STORLEKSANALYS OCH ENSKILDA AVLOPP</b> .....	<b>47</b>
<b>AKTÖRER</b> .....	<b>49</b>
<b>EFTERFRÅGEANALYS</b> .....	<b>52</b>
LRF.....	52
KRAV.....	53
<b>DISKUSSION KRING RESURSHANTERING</b> .....	<b>55</b>
ÄR FOSFAT EN KNAPP RESURS?.....	55
ÄR JORDBRUKSMARK EN KNAPP RESURS?.....	56
MÅLRELATERAD RECIRKULATION.....	56
<b>STYRMEDEL</b> .....	<b>57</b>
INLEDNING.....	57
TRE MÖJLIGA STRATEGIER.....	58
LEGISLATIVA STYRMEDEL.....	59

EKONOMISKA STYRMEDEL .....	60
FORSKNING OCH UTVECKLING.....	60
ÖVRIGT .....	61
<b>SLUTSATSER.....</b>	<b>62</b>
<b>KÄLLOR.....</b>	<b>63</b>

# Sammanfattning

---

Naturvårdsverket har fått regeringens uppdrag att utreda frågorna om miljö- och hälsoskydds krav för avloppsslam och dess användning samt om återanvändning av fosfor. Målet med studien är att ta fram ett diskussionsunderlag avseende företags- och samhällsekonomiska konsekvenser av olika metoder att öka återföring av näringsämnen från avlopp, främst fosfor, till jordbruk. Kostnader och efterfrågan på produkter för de olika systemen (se nedan) analyseras, och styrmedel för att öka återföringen av fosfor och andra näringsämnen föreslås.

Sex system för återföring av fosfor från avlopp studeras och jämförs med ett referenssystem bestående av konventionell avloppsvattenrening, inklusive kväverening, där slammet omhändertas genom förbränning. De sex systemen är:

1. Separat uppsamling av urin
2. Separat uppsamling av klosettatten
3. Direkt användning av hygieniserat slam
4. Utvinning av fosfor från avloppsvatten
5. Utvinning av fosfor från slam
6. Utvinning av fosfor från aska efter slamförbränning

Studien avser storskaliga system i befintlig bebyggelse, det vill säga en infrastruktur bestående av VA-nät och konventionell avloppsvattenrening antas finnas.

Sett till totalkostnader är urin- och klosettattensortering mycket dyrare än övriga återanvändningstekniker i denna analys. Stora kostnadsreduktioner kommer att krävas för dessa system om de ska hamna på samma kostnadsnivå som övriga tekniker. Totalkostnaderna för övriga system är i samma storleksordning, och skillnaderna mellan dessa ligger inom felmarginalen för den här typen av kalkyler.

Miljövärderingsmetoderna ger olika resultat, men den samhällsekonomiska rangordningen mellan de olika återanvändningsteknikerna förändras inte beroende av vilken av värderingsmetoderna som används. Urin- och klosettattensystemen är fortfarande mycket dyrare än övriga tekniker. Om kostnaderna för systemen sätts i relation till återföring av också kväve, kalium och svavel förändras kostnadsbilden: kostnaden per kilo återfört näringsämne är lägre för urin- och klosettattensystemen än övriga tekniker.

En osäkerhet i denna studie är det faktum att beprövad teknik jämförs med obeprövad teknik. Kostnader för obeprövad teknik kan påverkas kraftigt både i positiv och negativ riktning beroende på faktorer såsom teknikutveckling och genomförbarhet. Slamkvaliteten som använts i systemstudien har varit högre än den genomsnittliga

svenska slamkvaliteten. Kostnader för att uppnå denna kvalitetshöjning ingår inte i kostnadsberäkningarna. Detta medför en ytterligare osäkerhet i beräkningarna.

En viktig slutsats är indikationen att fosfor inte nödvändigtvis, från knapphetssynpunkt, är viktigare än andra växtnäringsämnen. Detta leder till att det finns risk för suboptimering av systemet om man ensidigt tittar på återföring av fosfor.

Med utgångspunkt från ovanstående slutsatser kan det konstateras att inget av de undersökta systemen kan sägas vara den självklara vägen att återföra fosfor och andra näringsämnen. Alla system har sina fördelar respektive nackdelar.



# Summary

---

As a part of the Swedish Environmental Protection Agency's governmental assignment to study the questions concerning environmental and health protection standards for wastewater sludge and its use as well as for recirculation of phosphorus, a basis for discussion concerning financial and welfare economic consequences of methods for recirculation of phosphorus and other nutrients has been made.

The aim of the study is to produce a basis for discussion concerning financial and welfare economic consequences for different methods for recirculating phosphorus and other nutrients, from wastewater to farmland. Costs for producing and demands for the use of nutrient products are analysed, and instruments for increasing the recirculation of phosphorus and other nutrients are suggested.

Six systems for nutrient recovery from wastewater are studied and compared to a reference system consisting of conventional wastewater treatment, including nitrogen cleaning, where the sludge is incinerated and the ash landfilled. The six systems are:

1. Separate collection of urine,
2. Separate collection of blackwater,
3. Direct use of hygienised wastewater sludge,
4. Extraction of phosphorus from wastewater,
5. Extraction of phosphorus from sludge, and
6. Extraction of phosphorus from ash after sludge incineration.

The study is delimited to looking at large-scale system in existing dwelling areas, which means an existing infrastructure consisting of conventional sewage system and sewage plant.

The environmental system studies made in the report "Systems for recovering phosphorus from wastewater" (Balmér et al, 2002), constitute the base for this study. From the systems defined above, the following method has been used:

1. Calculation/summation of the costs in the entire chain for the studied systems, for modifying or completely changing existing wastewater systems with the purpose of increasing the recovery of nutrients in the society. Existing calculations from Balmér et al (2002) are used where possible.
2. A study of the demand for the products of recovered nutrients produced in the studied systems, through interviews.
3. Calculation of financial consequences of implementing the studied systems.

4. Calculation of welfare economic consequences, including environmental effects and long-term resource use, of implementing the studied systems.
5. Analysis and suggestion of instruments for how an increased recovery of nutrients from wastewater can be achieved.

The results of this study show that the total costs for urine and blackwater separation are much higher than other recovery techniques. Large cost reductions will be needed for these systems in order to compete with the other techniques. The total costs for the other recovery systems are of the same magnitude, and the differences in cost between these systems are within the margin of error for this type of calculations.

The three environmental valuation methods used give different results, but the ranking between recovery systems does not change depending on the valuation methods. The welfare economic costs for urine and blackwater separation are still much higher than the costs for the other techniques.

If the costs for the systems are put in relation to the recovery of phosphorus, nitrogen, potassium, and sulphur, the relative costs change: the cost per kilo recovered nutrient is considerably lower for the urine and blackwater separation systems than for the other systems.

An uncertainty in this study is that established technical solutions are compared to unestablished technical solutions. The costs for unestablished technical solutions can be severely affected both upwards and downwards, depending on further technical development and the feasibility of large-scale installation.

The quality of the sludge studied is higher than the average Swedish sludge quality, and costs for attaining this quality improvement is not included in the cost calculations. This entails yet another uncertainty to the calculations.

One important conclusion is the indication that phosphorus is not necessarily, from a resource perspective, more important than other nutrients. This entails a risk of sub-optimisation if only the phosphorus recovery rate is studied.

Starting from the above conclusions it can be established that none of the studied systems is the obvious solution to nutrient recovery – all systems have their respective advantages and drawbacks.

# Inledning

---

Det finns flera motiv för att en återföring av fosfor bör eftersträvas från alla potentiella källor, och därigenom även från avlopp:

- Kretsloppsprincipen i miljöbalken bör följas
- Avfallshierarkin bör följas
- Resurser bör utnyttjas långsiktigt: det är förknippat med höga kostnader och stort resursutnyttjande att i längden bryta fosforfyndigheter som är alltmer förorenade och med lägre P-halt
- Brytningen av fosfatmalm bör minska för att minska miljöpåverkan samt även minska ackumuleringen av oönskade ämnen i biosfären och teknosfären
- En minskad förädling av råfosfat leder till minskad energiförbrukning samt minskad resursåtgång av bland annat svavel
- Minskade transporter
- Minskad eutrofiering; om näringsämnen tillgodogörs, minskar läckaget från alternativa slutförvaringsplatser

Det finns dock ett flertal motiv till varför en återföring av fosfor inte bör ske:

- Från knapphetssynpunkt och ur ett svenskt perspektiv kan man inte hävda att det är bråttom att ställa om samhället för att återföra fosfor från avlopp till jordbruksmarken. Motiven bakom detta påstående är främst att fosfortillgångarna i världen är mycket stora
- Behovet av fosforgödsling i Sverige är för närvarande begränsat
- För svensk del finns också andra fosforkällor att tillgå som idag inte utnyttjas utan blir till avfall. I den järnmalm som bryts i Kiruna finns fosfortillgångar som vida överstiger Sveriges behov av fosforgödselmedel och som kan nyttjas om det blir ekonomiskt intressant.
- Återföring av fosfor leder till annan typ av resursförbrukning som inte uppenbart är underordnad fosfor i betydelse.

Återföring av fosfor bör ses som ett steg mot uthållig utveckling, och argumenten för och emot återföring ovan pekar på den mångfacetterade karaktär som uthållig utveckling ofta innebär när det granskas närmare. Denna rapport ämnar belysa problemställningen med fosforåterföring från avlopp ur främst ett ekonomiskt perspektiv.

## Syfte

Målet med studien är att ta fram ett diskussionsunderlag avseende företags- och samhällsekonomiska konsekvenser av olika metoder för att öka återföring av näringsämnen från avlopp, främst fosfor, till jordbruk. Kostnader och efterfrågan på produkter för de olika systemen (se nedan) analyseras, och styrmedel för att öka återföringen av fosfor och andra näringsämnen föreslås.

Sex system för återföring av fosfor från avlopp studeras och jämförs med ett referenssystem bestående av konventionell avloppsvattenrening, inklusive kväverening, där slammet omhändertas genom förbränning. De sex systemen är:

1. Separat uppsamling av urin
2. Separat uppsamling av klosettwater
3. Direkt användning av hygieniserat slam
4. Utvinning av fosfor från avloppsvatten
5. Utvinning av fosfor från slam
6. Utvinning av fosfor från aska efter slamförbränning

Studien avser storskaliga system i befintlig bebyggelse, det vill säga en infrastruktur bestående av VA-nät och konventionell avloppsvattenrening antas finnas.

## Metod

De systemstudier som gjorts för rapporten "System för återanvändning av fosfor ur avlopp" (Balmér m. fl. 2002) ligger till grund för analysen. Utifrån de system och resultat som framkommit i det projektet har följande metod följts:

1. Sammanställning/beräkning av kostnader i hela kedjan för de studerade systemen, för att modifiera eller helt förändra befintliga VA-system (vatten- och avloppssystem) med syfte att öka näringscirkulationen i samhället. Befintliga beräkningar från Balmér m. fl. (2002) används där så är möjligt.
2. Analys av efterfrågan, eller ersättningskrav för mottagande, för de fraktioner som uppstår i de studerade systemen, genom intervjuer med potentiella mottagare.
3. Beräkning av företagsekonomiska konsekvenser för berörda ekonomiska enheter vid implementering av de studerade systemen.
4. Beräkning av samhällsekonomiska konsekvenser, inklusive miljöeffekter och långsiktig resurshushållning, av de olika systemen.

5. Analys och förslag av olika lösningar, inklusive styrmedel, för hur cirkulation av näringsämnen från avloppsvatten kan uppnås.

## Referat av Balmér m. fl. (2002)

I och med att denna studie till stor del bygger på det system och de resultat som Balmér m. fl. presenterar i sin rapport följer här ett sammandrag av denna:

Sex system för återföring av fosfor från avlopp har studerats och jämförts med ett referenssystem bestående av konventionell avloppsvattenrening, inklusive kväverening, där slammet omhändertas genom förbränning. De sex systemen är:

1. Separat uppsamling av urin
2. Separat uppsamling av klosettwater
3. Direkt användning av hygieniserat slam
4. Utvinning av fosfor från avloppsvatten
5. Utvinning av fosfor från slam
6. Utvinning av fosfor från aska efter slamförbränning

Systemen som studerats har begränsats till sådana som idag tillämpas eller som befinner sig nära tillämpning i full skala.

I alla system, utom direkt slamanvändning, ingår slamförbränning. För samtliga alternativ har också förutsatts att uppfyllelse av nationella miljömål eftersträvas och att den produkt som återförs ska vara hygieniskt invändningsfri.

Utan hänsynstagande till växttillgänglighet bedöms urinuppsamling kunna återföra cirka 40% av fosfor, klosettwateruppsamling cirka 75%, direkt slamanvändning cirka 95%, utvinning från avloppsvatten cirka 60%, utvinning från slam cirka 70% och utvinning från slamaska cirka 60%. Eftersom 16% av befolkningen bor utanför tätorter blir den möjliga totala återföringen motsvarande mindre även vid ett totalt införande.

Uppsamling av urin och klosettwater är dock system som lämpar sig att införa även utanför tätorter, där de kan minska utsläppen av växtnäring väsentligt. Genom kombinationer av olika metoder kan högre återföring uppnås. Kostnaderna blir dock högre. Med urin- och klosettwateruppsamling kan även huvuddelen av avloppets kväve, kalium och svavel återföras.

I jämförelse med den totala antropogena påverkan framgår att de studerade systemen framför allt påverkar miljön vad gäller utsläpp till vatten av kväve och fosfor (övergödande ämnen) samt tungmetaller. Systemet med klosettwateruppsamling bedöms medföra väsentligt lägre kväveutsläpp till vatten än övriga alternativ men har nackdelen att det kräver betydligt mer energi för driften än övriga alternativ.

Urin och klosettvattnen uppsamling är en ren produkt bortsett från läkemedelsrester. Även om kunskaperna är otillräckliga bedöms även utvinningssystemen ge rena produkter. Slammet är den produkt som beräknas föra med sig mest metaller till åker vid återanvändning. Slamanvändning bedöms dock kunna ge lägre metallflöden och urin- och klosettvattnensortering samt utvinningssystem kan ge väsentligt lägre metallflöden till åker i förhållande till gällande regelverk. Den slamkvalitet som räknas med i studien existerar dock inte i dagsläget.

Direkt användning av slam bedöms från teknisk synpunkt vara genomförbart inom cirka 10 år, liksom utvinning av fosfor från avloppsvatten. Att införa utvinning av fosfor från slam torde också kunna gå att införa på omkring 10 år, dock måste först tillräcklig praktisk erfarenhet från de anläggningar som nu byggs eller är under utveckling inväntas. Urin- eller klosettvattnen uppsamling förutsätts införas successivt i samband med nybyggnation och förnyelse av den befintliga bebyggelsen. Ett fullständigt införande bedöms därför ta runt 50 år.

Utredningsuppdraget har gällt återföring av fosfor. Under arbetet har framkommit underlag som visar att ett ur uthållighetsperspektiv mer relevant mått för kretslopp av icke förnybara resurser, kan vara genomsnittlig procentuell återföring av kväve, fosfor, kalium och svavel. Fortsatt forskning bör initieras för att ta fram lämpliga verktyg för att analysera resurseffektiviteten i avloppssystem. Den genomsnittliga procentuella återföringen av växtnäringsämnen kväve, fosfor, kalium och svavel för de olika systemen bedöms vid direkt slamanvändning vara 24%, för de tre fosforutvinningsprocesserna 15-18%, för urinsortering 50% och för klosettvattnensortering 74%.

Under utredningen har konstaterats att främst följande kunskapsluckor bör fyllas för att öka förutsättningarna för en god bedömning:

- teknisk funktion och kostnader för olika system för återföring av fosfor och andra näringsämnen, liksom för andra lovande alternativ, till exempel våtoxidering vid superkritisk temperatur
- acceptans hos allmänhet, VA-sektor och livsmedelssektor för olika system för återföring av fosfor och andra näringsämnen
- möjligheterna att anpassa befintliga system för avledning av avloppsvatten till uppsamling av urin- eller klosettvattnen
- bättre kriterier för bedömning av långsiktig hållbarhet hos olika system
- bättre kännedom om sammansättning och egenskaper hos de produkter som återförs med olika system

Slutligen bör det framhållas att planering mot mer uthålliga VA-system är betydligt mer komplext än att endast handla om återanvändning av fosfor. I MISTRA-programmet Urban Water (där flera av rapportens författare deltar) pågår under perioden 1999-2005 forskning för att ta fram planeringsverktyg för att beakta en mer komplex uppsättning uthållighetsaspekter i strategisk VA-planering.

## Antaganden och avgränsningar

Den företagsekonomiska kalkylen definieras som årskostnaden för drift, inklusive kapitalkostnad, av hela det studerade systemet, oavsett vilken ekonomisk aktör som bär kostnaden.

Den samhällsekonomiska kalkylen definieras som årskostnaden för drift av hela det studerade systemet, oavsett vilken ekonomisk aktör som bär kostnaden, plus en värdering av miljöpåverkan genom emissioner och resursförbrukning.

För att den samhällsekonomiska kalkylen ska stämma överens med den analys som gjorts i Balmér m. fl. (2002) har samma systemgränser behållits så långt som möjligt. Det innebär att studien avser ett system som har följande funktionella enhet<sup>1</sup>:

**Uppsamling, framledning och behandling av hushållspillvatten eller dess fraktioner (urin, fekalier och BDT-vatten) från en person under ett år, samt tillförsel av 5.0 kg växttillgängligt kväve, 0.73 kg växttillgängligt fosfor, 2.5 kg kalium och 0.57 kg svavel per år till åker.**

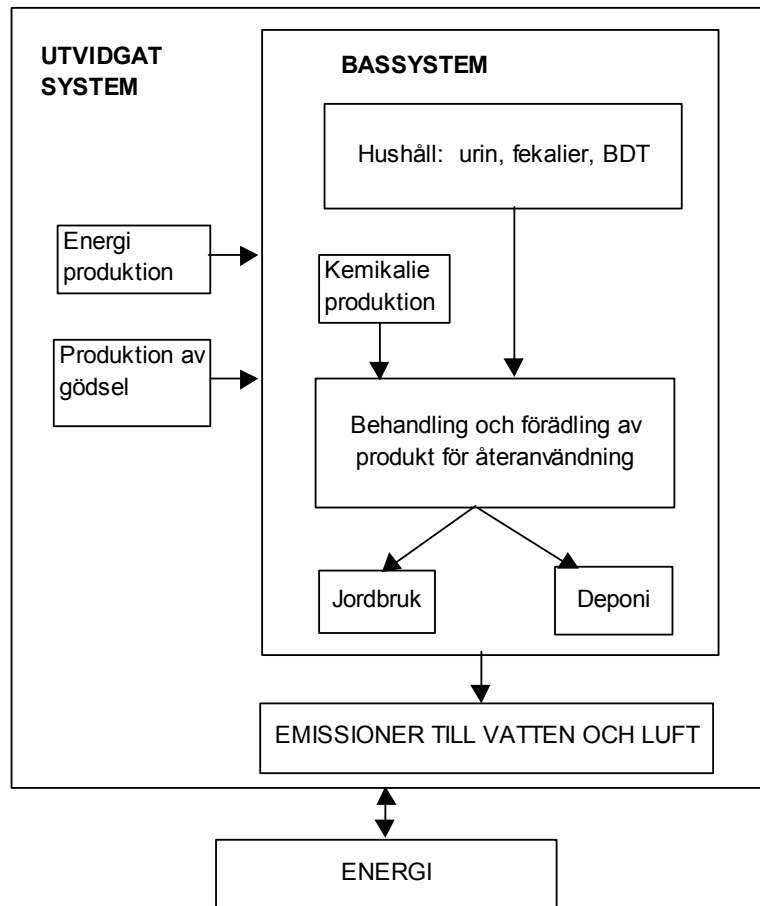
Mängderna av näringsämnen är baserade på den tillgängliga mängden från en personekvivalent under ett år. Det finns inget system som fyller den funktionella enheten fullt ut. Det system och de scenarier som studeras finns mer utförligt beskrivna i Balmér m. fl. (2002). Det finns även kravspecifikation vad gäller smittskydd, recipientskydd och kretslopp som gäller för de studerade scenarierna. Här beskrivs endast de viktigaste antagandena samt avvikelser från systemet i Balmér m. fl. (2002).

Örebro, vars reningsverk har cirka 100 000 personekvivalenter anslutna, används som modellstad. Örebros geografiska läge tas dessutom som utgångspunkt för antaganden om transportavstånd för kemikalier till jordbruksmark och deponi.

Det konceptuella system som studeras presenteras i *Figur 1*. Scenarier presenteras i tabell 1. Enskilda avlopp studeras separat och jämförs inte direkt med de övriga scenarierna och presenteras därför inte i tabellen.

---

<sup>1</sup> Funktionell enhet innebär de funktioner som systemet måste uppfylla: det behov som ska tillfredsställas. I det fall hushållspillvattensystemet inte kan uppfylla den funktionella enheten måste denna uppfyllas av ett komplementärt system, som då läggs till själva hushållspillvattensystemet. Till exempel återvinner inte alla studerade system N, K och S, och dessa måste då tillföras åker från handelsgödsel. Produktionen av denna handelsgödsel utgör i dessa fall det komplementära systemet.



Figur 1. Konceptuell bild av det studerade systemet (Balmér m. fl. 2002)



**Tabell 1. Scenarier**

Scenario	Insamling	Behandling
Referens	Gemensamt avloppssystem.	Avloppsreningsverk, slamförbränning och deponering av aska
Uppsamling av urin	Klosetter med urinsortering, leds till uppsamlingstank, därefter transport till lagring vid jordbruk, övrigt avlopp med gemensamt avloppssystem	Lagring och spridning av urin. Reningsverk, slamförbränning och deponering av aska
Uppsamling av klosettwater	Vakuumpoletter för klosettwater, separat ledningssystem, övrigt med gemensamt avloppssystem	Separat hygienisering, rötning och spridning av klosettwater. Reningsverk, slamförbränning och deponering av övrigt
Slamanvändning i jordbruk	Uppgraderat gemensamt avloppssystem för att klara en högre slamkvalitet	Reningsverk, spridning av slam
Utvinning av fosfor ur avloppsvatten, BioP	Gemensamt avloppssystem	Reningsverk med biologisk fosforreduktion och BioP, spridning av återvunnen fosfor, förbränning och deponering av aska
Utvinning av fosfor ur slam, KREPRO	Gemensamt avloppssystem	Reningsverk, behandling med KREPRO-metoden, spridning av järnfosfat, förbränning av restprodukter och deponering av aska
Utvinning av fosfor ur aska, BioCon	Gemensamt avloppssystem	Reningsverk, förbränning och utvinning av fosfor ur aska med BioCon-metoden, deponering av restprodukter

Det studerade systemet och antaganden som skiljer sig från Balmér m. fl. (2002) är:

- De återvunna näringsämnen förutsätts ersätta handelsgödsel i jordbruk.
- Kostnader för spridning av handelsgödsel och slamprodukter är inkluderade.
- Förväntat ökat underhåll av avloppsnätet är inkluderat.
- Miljöeffekter för det utvidgade systemet (produktion av energi och handelsgödsel) är inkluderade.
- Det slam som återförs till jordbruksmark i scenariet "slamanvändning i jordbruk" antas ha egenskaper som ett svenskt medelslam snarare än som ett slam från hushållspilvatten utan inblandning av till exempel dagvatten.

Analysen antar att återvinningssystemen implementeras i befintlig bebyggelse, med befintligt VA-nät och konventionellt avloppsreningsverk. Andra typer av system som skulle behöva studeras för att ge en mer komplett bild av avloppshantering i Sverige är exempelvis nybyggnation av bostadsområden, fritidsbebyggelse och småskaliga avloppssystem. De studerade systemen täcker dock in 85-90% av Sveriges befolkning.

Kostnader för det utvidgade systemet (det vill säga omvandling av energi och produktion av handelsgödsel) antas speglas i marknadspriset för dessa varor, förutom samhällsekonomiska kostnader för det utvidgade systemets miljöeffekter.

# Beskrivning av allmänna kostnadsantaganden för scenarier

---

Grunden för de ekonomiska beräkningarna i alla scenarier är densamma: kostnaden per år för en personekvivalent i modellstaden på 100 000 pe. Investeringar sprids ut över livslängden enligt annuitetsberäkning:

$$\text{Årskostnad} = \text{Investering} \times \frac{(1+r)^t * r}{((1+r)^t - 1)}$$

där  $r$  = räntesats och  $t$  = avskrivningstid, år

I Tabell 2 presenteras antagna inkommande mängder till systemet från en personekvivalent under ett år (Balmér m. fl. 2002).

**Tabell 2. Inkommande mängder från en personekvivalent under ett år**

BOD	21.9 kg
Avloppsvattenmängd utan utsortering	133 225 liter
Avloppsvattenmängd med utsortering av urin	121 180 liter
Avloppsvattenmängd med utsortering av klosettwater	114 975 liter
Slammängd efter rötning	21.9 kg TS
Slammängd från BDT, klosettsystem	11 kg TS
Slammängd PhoStrip	18.6 kg TS
TS-halt slam	25 %

Kalkylräntan är satt till 7% för den företagsekonomiska kalkylen och till 4% för den samhällsekonomiska kalkylen. För en diskussion av val av samhällsekonomisk ränta hänvisas till Bergström (1998). Ingen åtskillnad har gjorts i kostnad för arbete mellan den företagsekonomiska och den samhällsekonomiska kalkylen. Vanligtvis brukar detta göras, men då de studerade scenarierna dels inte är arbetsintensiva, dels har relativt likartat användande av arbetskraft, har det bedömts som av mindre betydelse och därför utelämnats. Skillnaden mellan den företagsekonomiska kalkylen och den samhällsekonomiska är således den använda räntan samt en miljövärdering.

All energiåtgång i systemet är prissatt till 40 öre/kWh.

Handelsgödselns föroreningsgrad (vilket används för beräkning av miljökostnader) baseras på ett gödsel benämnt NPK-S 21-4-7 (Balmér m. fl. (2002), tabell 5, s. 50), där fosforbehovet antas vara bestämmande för metallhalten. Som exempel, i slamspridningsscenarioet behövs 4786 g N, 254 g P, 2462 g K och 371 g S från handelsgödsel. Mängden metaller från handelsgödsel till åkermark baserar sig då på att handelsgödsel motsvarande 254 g P sprids. Priset för handelsgödsel presenteras i tabell 3.

**Tabell 3. Kostnader för handelsgödsel**

	Kr/kg näringsämne	Koncentration
N	8	27%
P	12,4	20%
K	4,5	50%
S	12	27%

Avskrivningstider på investeringar i den företagsekonomiska kalkylen är tagna från Balmér m. fl. (2002), förutom för reningsverk, lagringstankar och avloppsnät, vilka har antagits ha en avskrivningstid på 50, 50 och 100 år. Dessa avskrivningstider antas bättre spegla investeringarnas tekniska livslängder än de 25, 25 och 50 år vilka är antagna i (Balmér m. fl. 2002).

Vissa anläggningar eller behandlingssteg finns i flera eller alla scenarier. Kostnadsantaganden för dessa beskrivs nedan. Det enda som skiljer sig kostnadsmässigt mellan kostnader för scenarierna för följande behandlingar är mängden inkommande avloppsvatten som ska behandlas.

Miljökostnader för scenarierna finns inte beskrivna i detta kapitel – de presenteras i kapitel 4.

## Ledningssystem och pumpstationer

Det är vanligt att sätta avskrivningstiderna på ledningar i mark till 33 eller 50 år (Peter Balmér, Svenskt Vatten, personlig kommunikation). Dessa tider har mycket lite med ledningarnas reella livstid att göra. Det finns ledningar som är över hundra år gamla som är i bra skick och det finns de från 70-talet som är i dåligt skick. Åldern är generellt ett dåligt kriterium på en lednings återstående livslängd. Man försöker undvika att gräva upp och lägga nya ledningar. I stället försöker man renovera på plats, så kallad trenchless technology (t. ex. genom re-lining). VA-investeringar tjänar i allmänhet inte ut och ersätts utan hålls i gott skick genom fortlöpande underhåll. Kostnaderna för detta finns normalt med i drift- och underhållskostnader. (Peter Balmér, Svenskt Vatten, personlig kommunikation)

En fråga som har diskuterats är om den nuvarande förnyelsetakten av ledningssystem är tillräcklig. Det är en relativt allmän uppfattning att den kommer att öka i framtiden. Hur mycket kostnaderna kan förväntas stiga i framtiden kan belysas med några beräkningar, även om osäkerheten är mycket stor:

I Göteborgsregionen kostar förbättring och förnyelse av ledningsnäten drygt 200 kr  $pe^{-1}$   $år^{-1}$  (kronor per person och år). Denna kostnad fördelar sig mycket grovt med cirka hälften på varje på vatten respektive avlopp. Denna underhållsnivå anses vara för låg för att ge långsiktig uthållighet i systemet – en ökning av underhållsnivån med 50 %, 100 % eller till och med 200 % är tänkbar. En ökning av underhålls- och förbättringsinsatserna

med 100 % skulle då innebära en total kostnad på avloppssidan på 200 kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>.  
(personlig kommunikation, Peter Balmér)

Utifrån ovanstående resonemang har det för denna studie antagits att underhållskostnaderna för avloppssystemet är 200 kr/pe/år. Då avloppssystemet används i alla system är denna kostnad samma för alla scenarier.

Driftskostnader (el för pumpning) uppgår till ca 9 öre/m<sup>3</sup> (0,22 kWh/m<sup>3</sup>). Totalkostnad i tabell 4 är om allt avlopp går genom avloppssystemet, det vill säga ingen källsortering.

**Tabell 4. Kostnader för avloppssystemet i referensscenariet**

Avloppssystem		
Pumpning	0.22 kWh/m <sup>3</sup> 0.09 kr/m <sup>3</sup>	Data för Uppsala (Balmér mfl, 2002)
Pumpning	12 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	
Underhåll	200 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	
<b>Totalkostnad avloppssystem</b>	<b>212</b> kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	

## Reningsverk

Det antas att det finns reningsverk med biologisk-kemisk rening och kväverening: endast merkostnader för ytterligare investeringar i utrustning inkluderas i kalkylen (Balmér m. fl. 2002). Biogasen antas här användas för att producera el och värme, 33% respektive 50%.

**Tabell 5. Kostnader för avloppsreningsverk i referensscenariet**

Reningsverk		
Avloppsreningsverk för 100 000 pe	0 kr	antas finnas
Drift	1 kr / m <sup>3</sup>	
	133 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	
Biogas	225 MJ pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	
	-20,8 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	antagande: producerar 33%el, 50%värme
<b>Totalkostnad</b>	<b>112,5</b> kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	

## Förbränning

Förbränningens kostnader är baserad på uppgifter från BioCon (Balmér m. fl. 2002). BioCons förbränning är billig – kanske så mycket som hälften av vad motsvarande anläggningar från andra leverantörer kostar, men då två anläggningar har byggts eller

håller på att byggas till detta pris i Sverige antas detta vara en rimlig kostnadsnivå. Alla scenarier använder samma kostnadsdata för förbränning. Totalkostnad i Tabell 6 gäller om allt slam (ingen källsortering eller annan behandling än konventionellt reningsverk) går avvattnat till förbränning.

**Tabell 6. Kostnader för förbränning i referensscenariet**

Förbränning			
Slamförbränning	34 000 000	kr	data från BioCon
Kapacitet	11 000	ton / år	inkl. torkningskapacitet
Årskostnad, 25 års livslängd	2 412 384	kr / år	
	198	kr ton <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	
Drift	170	kr / ton	energi, kemikalier, underhåll, personal
<b>Totalkostnad</b>	<b>32</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	

## Deponering

Deponeringskostnaden är högt räknad: avgift på 500 kr/ton plus deponiskatt (Balmér m. fl. 2002). Detta får mycket liten betydelse relativt övriga kostnader, då askan som deponeras inte väger mycket.

**Tabell 7. Kostnader för deponering i referensscenariet**

Deponering			
Deponiavgift	500	kr / ton	
Deponiskatt	288	kr / ton	
<b>Totalkostnad</b>	<b>7</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	

## Transporter

Kostnad för transporter beräknas utifrån en tonkilometerkostnad, transportavstånd och transportbehov (Balmér m. fl. 2002).

**Tabell 8. Kostnader för transporter i referensscenariet**

Transporter		
Kostnad slam- och asktransporter	1.2	kr / tonkilometer
Kostnad transport av urin	3	kr / tonkilometer
Kostnad transport av klosettwater	2	kr / tonkilometer
Avstånd reningsverk - förbränning	1	km
Avstånd förbränning - deponi	100	km
Avstånd till åkermark	30	km

## Spridning

Det antas att ingen extra spridningsutrustning behövs för något scenario. Således kan man anta att ingen extra kapitalkostnad tillkommer för spridning.

**Tabell 9. Kostnader för spridning**

Spridning		
Handelsgödsel och pelleterade produkter	25	kr / ton
Slamspridning	40	kr / ton
Urinspridning	25	kr / m <sup>3</sup>
Klosettwaterenspridning	25	kr / m <sup>3</sup>

Denna kostnad används även för spridning av fosforprodukter från KREPRO, BioCon och PhoStrip (1000 kr / ha vid 25 ton / ha)  
(1200 kr / ha vid 47 m<sup>3</sup> / ha)  
(3700 kr / ha vid 148 m<sup>3</sup> / ha)

Källa: (Ola Palm, personlig kommunikation)

Detta inkluderar lastning av spridaren och spridning. För urin och klosettwater förutsätts spridning med släpslangsspridare på vall eller motsvarande (stubbåker till exempel). Ingen hänsyn tas till dåliga körförhållanden och olika avstånd till spridningsarealen. Förutsätter att tankning av 12 m<sup>3</sup>, som ekipaget tar, kan ske på mindre än 5 minuter. Ingen kostnad för administration eller planering är inkluderad. (Ola Palm, personlig kommunikation)

## Tid för genomförande av scenarier

Att forcera igenom infrastrukturella förändringar är mycket kostsamt, dels på grund av att man inte utnyttjar redan investerat kapital optimalt, dels på grund av att man allokerar totalkostnaden för en förändring till scenariot snarare än merkostnaden vid en renovering som ändå var nödvändig. De kostnader som beräknas i kalkylerna i denna studie baserar sig på att nyinvesteringar görs vid sådana renoveringar. Detta innebär att en omställning av systemet inte är omedelbar, utan måste genomföras i takt med avloppsrenoveringar, avloppsstambyten, med mera. Detta får olika implikationer för tiden för genomförande för de olika systemen:

- Referensscenariet, PhoStrip, KREPRO och BioCon kan egentligen genomföras utan dröjsmål, då de inte nämnvärt byter ut redan investerat kapital.
- Klosettvattnescenariet, slamspridningsscenariet (beroende på hur höga krav som ställs på slammet) och urinscenariet är beroende av förändringar i fastighet och avloppssystem. På grund av den långa livslängden på dessa investeringar kan ett totalt genomförande av dessa scenarier dröja 50 år eller till och med mer.

För en närmare diskussion av detta se Balmér m. fl. 2002.



# Scenariespecifika kostnadsberäkningar

Vissa kostnader och beräkningar presenteras med flera siffrors noggrannhet, trots att säkerheten i siffrorna inte alltid ligger på denna nivå. Detta sker endast för att visa beräkningsunderlaget – i summeringar och resultatsammanställningen i kapitel 5 avrundas siffrorna.

## Förbränning av slam (referensscenario)

Alla kostnader enligt kalkyler i kapitel 2. Sammanställning enligt Tabell 10.

**Tabell 10. Kostnader för referensscenariet**

Avloppssystem	Företagekonomisk kalkyl	Samhällsekonomisk kalkyl
Pumpning	12 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	12 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Underhåll	200 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	200 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Totalt Avloppssystem</b>	<b>212</b> kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	<b>212</b> kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Reningsverk</b>		
Drift	133 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	133 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Biogas	-20,8 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	-20,8 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Totalt Reningsverk</b>	<b>112,5</b> kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	<b>112,5</b> kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Förbränning</b>		
Årskostnad, 25 års livslängd	2 400 000 kr / år (5% ränta)	1 500 000 kr / år (1% ränta)
	265,2 kr ton <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	197,9 kr ton <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Drift	170 kr / ton	170 kr / ton
<b>Totalt Förbränning</b>	<b>38,1</b> kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	<b>32,2</b> kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Deponering</b>		
Deponiavgift	500 kr / ton	500 kr / ton
Deponiskatt	288 kr / ton	288 kr / ton
<b>Totalt Deponering</b>	<b>7</b> kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	<b>7</b> kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Transporter</b>		
Transport handelsgödsel lager - jordbruk	1.8 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	1.8 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Slam till förbränning	0.1 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	0.1 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Aska och slagg till deponi	1.1 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	1.1 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Totalt Transporter</b>	<b>3</b> kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	<b>3</b> kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Inköp handelsgödsel</b>		
N, P, K och S - handelsgödsel	<b>67</b> kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	<b>67</b> kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Spridning</b>		
Handelsgödsel (antagande: 25 kr/ton gödsel)	<b>1</b> kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	<b>1</b> kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>TOTALKOSTNAD REFERENSSCENARIO</b>	<b>440</b> kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	<b>434</b> kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>

## Uppsamling av urin

Kostnaderna för den konventionella delen av detta scenario (avlopp, reningsverk, förbränning, deponering) är mycket lika referensfallet – en mycket marginell besparing erhålls på grund av att något mindre volym går genom det konventionella avloppssystemet. Extrakostnader för detta scenario är installation av urinsorterande klosetter och ledningar, lagringstankar och transporter med tankbil av urin.

Som synes är de stora extra kostnadsposterna installationer i fastighet samt transporter.

**Tabell 11. Beräkningar och data för urinuppsamlings scenariet, del 1**

<b>Grunddata</b>				
Uppsamlad mängd urin	973	liter pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>		
Fosforinnehåll	0.29	kg pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>		
Mängd till reningsverk	121 180	liter pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>		
<b>Fastighet</b>	<b>Företagsekonomisk kalkyl</b>		<b>Samhällsekonomisk kalkyl</b>	
Urinseparerande klosett+ledningar	4 000	kr / pe	4 000	kr / pe
Livslängd	8 000	kr / lägenhet	8 000	kr / lägenhet
	25	år	25	år
<b>Totalt Fastighet</b>	<b>343</b>	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	<b>256</b>	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Lager</b>				
Investering uppsamlingstank vid fastighet inkl. anläggningsarbeten	2 400	kr / m <sup>3</sup>	2 400	kr / m <sup>3</sup>
Investering uppsamlingstank vid jordbruk inkl. anläggningsarbeten	400	kr / m <sup>3</sup>	400	kr / m <sup>3</sup>
<b>Totalt Lager, 50 års livslängd</b>	<b>197</b>	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	<b>127</b>	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Avloppssystem</b>				
Pumpning	11	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	11	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Underhåll	200	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	200	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Totalt Avloppssystem</b>	<b>211</b>	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	<b>211</b>	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Reningsverk</b>				
Drift	121	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	121	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Biogas	-21	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	-21	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Totalt Reningsverk</b>	<b>100</b>	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	<b>100</b>	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Förbränning</b>				
Årskostnad, 25 års livslängd	2 400 000	kr / år	1 500 000	kr / år
	219	kr ton <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	140	kr ton <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Drift	170	kr / ton	170	kr / ton
<b>Totalt Förbränning</b>	<b>38</b>	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	<b>32</b>	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>

**Tabell 12. Beräkningar och data för urinuppsamlingsscenariet, del 2**

<b>Deponering</b>	<b>Företagsekonomisk kalkyl</b>	<b>Samhällsekonomisk kalkyl</b>
Deponiavgift	500 kr / ton	500 kr / ton
Deponiskatt	288 kr / ton	288 kr / ton
<b>Totalt Deponering</b>	<b>7</b> kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	<b>7</b> kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Transporter</b>		
Tömning av urintank, transport till lager, driftskostnad	88 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	88 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Transport handelsgödsel lager - jordbruk	1 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	1 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Slam till förbränning	0.1 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	0.1 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Aska till deponering	1.1 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	1.1 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Totalt Transporter</b>	<b>90</b> kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	<b>90</b> kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Inköp handelsgödsel</b>		
N, P, K och S - handelsgödsel	<b>34</b> kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	<b>34</b> kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Spridning</b>		
Handelsgödsel	1 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	1 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Urin	24 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	24 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>TOTALKOSTNAD</b>	<b>1 045</b> kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	<b>882</b> kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>URINSORTERINGSSCENARIE</b>		

## Uppsamling av klosettvattnen

Kostnaderna för den konventionella delen av detta scenario (avlopp, reningsverk, förbränning, deponering) är relativt lika referensfallet – en viss besparing sker på grund av att något mindre volym går genom det konventionella avloppssystemet. De stora extra kostnadsposterna för klosettscenariot är installationer i fastighet och framförallt schaktning och ledningar. Den extra behandlingskapacitet och lagring som behövs för klosettvattnet är också bidragande till den mycket höga totalkostnaden.

**Tabell 13. Data och beräkningar för klosettvattnescenariot, del 1**

Grunddata				
Mängd klosettwater	4 386	kg pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>		
Mängd till reningsverk	114 975	liter pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>		
Fastighet	Företagsekonomisk kalkyl		Samhällsekonomisk kalkyl	
Vakuunklosett + ledningar	8 000	kr / lägenhet	8 000	kr / lägenhet
	4 000	kr / pe	4 000	kr / pe
Vakuumstation	3 000	kr / lägenhet	3 000	kr / lägenhet
	1 500	kr / pe	1 500	kr / pe
<b>Totalt Fastighet</b>	<b>472</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>352</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
Schaktning, ledningar och drift				
Genomsnittlig ledningsdimension	225-300	mm	225-300	mm
Genomsnittligt schaktdjup	2.5	m	2.5	m
Avstånd till behandlingsanläggning	15 000	m	15 000	m
Kostnader i landsbygd	1 500	kr / m	1 500	kr / m
Kostnader i stad	2 500	kr / m	2 500	kr / m
Återställning av schakt	550	kr / m	550	kr / m
Medelkostnad	2 850	kr / m	2 850	kr / m
Årskostnad, 100 års livslängd	631	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	368	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Vakuumpumpning	60	kWh pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	60	kWh pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
	22	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	22	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Totalt Schaktning, ledningar och drift</b>	<b>653</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>390</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
Behandlingsstation				
Antal anslutna personer	17 000	st	17 000	st
Belastning	74 500	ton / år	74 500	ton / år
Kostnad	21 000 000	kr	21 000 000	kr
Årskostnad, 50 års livslängd	89,5	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	57,5	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Energiförbrukning	50	kWh pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	50	kWh pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Energiutvinning	34	kWh pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	34	kWh pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Nettoenergikostnad	6	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	6	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Underhåll	55	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	55	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Personal	1.5	st	1.5	st
	400 000	årslön, kr	400 000	årslön, kr
	600 000	kr anläggning <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	600 000	kr anläggning <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
	35	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	35	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Totalt Behandlingsstation</b>	<b>186</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>154</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>

Tabell 14. Data och beräkningar för klosettattenscenariet, del 2

Lager	Företagsekonomisk kalkyl		Samhällsekonomisk kalkyl	
Tankar vid behandlingsanläggning	150	m <sup>3</sup>	150	m <sup>3</sup>
Tank + nedgrävning	60 000	kr	60 000	kr
	1 754	kr / pe	1 754	kr / pe
<b>Totalt Lager, 50 års livslängd</b>	<b>127</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>82</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
<b>Avloppssystem</b>				
Pumpning	10	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	10	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Underhåll	200	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	200	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Totalt Avloppssystem</b>	<b>210</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>210</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
<b>Reningsverk</b>				
Drift	0.8	kr / m <sup>3</sup>	0.8	kr / m <sup>3</sup>
	92	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	92	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Biogas	-10	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	-10	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Totalt Reningsverk</b>	<b>82</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>82</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
<b>Förbränning</b>				
Slamförbränning	34 000 000	kr	34 000 000	kr
Kapacitet	11 000	ton / år	11 000	ton / år
Årskostnad, 25 års livslängd	2 917 558	kr / år	2 176 407	kr / år
	265	kr ton <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	198	kr ton <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Drift	170	kr / ton	170	kr / ton
<b>Totalt Förbränning</b>	<b>19</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>16</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
<b>Deponering</b>				
Deponiavgift	500	kr / ton	500	kr / ton
Deponiskatt	288	kr / ton	288	kr / ton
<b>Kostnad Deponering</b>	<b>4</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>4</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
<b>Transporter</b>				
Transport till jordbruk av klosettatt	263	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	263	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Slam till förbränning	0.1	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	0.1	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Transport handelsgödsel	0.4	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	0.4	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Aska och slagg till deponi	0.5	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	0.5	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Totalt Transporter</b>	<b>264</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>264</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
<b>Inköp handelsgödsel</b>				
N, P, K och S - handelsgödsel	17	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	17	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Spridning</b>				
Klosettatt, 25 kr/m <sup>3</sup> , (antagande: 1m <sup>3</sup> =1ton)	110	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	110	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Handelsgödsel	0	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	0	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>TOTALKOSTNAD KLOSETTVATTENSCENARIO</b>	<b>2 145</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>1 681</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>

## Spridning av slam på åkermark

För att få ett slam som kan spridas på åkermark har reningsverket i detta scenario utökats med ett hygieniseringssteg samt en mellanlagringsplatta för slam. Dessutom tillkommer kostnad för kvalitetsarbete. Underhållskostnaderna för avloppssystemet har ökats med 1,5% för att spegla kostnaden av att successivt byta ut kopparledningar. För att uppnå ett slam av godkänd kvalitet krävs egentligen betydligt fler insatser: bortkoppling av dagvatten från avloppsnätet, informationskampanjer till industrier och hushåll, renare produkter för att minimera inflödet av oönskade substanser, med mera. Att uppskatta kostnaderna för dessa åtgärder, likaså effekten på slammets kvalitet, är dock mycket svårt. En rimlig uppskattning är dock att det är mycket svårt att uppnå svartvattenkvalitet på slammet och att kostnaderna för att uppnå "godkänt slam", givetvis beroende på hur godkänt slam definieras, kommer överstiga de här presenterade kostnaderna.

**Tabell 15. Data och beräkningar för slamspridningsscenarioet**

Avloppssystem	Företagsekonomisk kalkyl		Samhällsekonomisk kalkyl	
Pumpning	12	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	12	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Underhåll	203	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	203	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Totalt</b>	<b>215</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>215</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
<b>Reningsverk</b>				
Drift	133	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	133	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Hygienisering	5 000 000	investering	5 000 000	investering
25 års livslängd	355 000	kr / år	227 000	kr / år
energiåtgång	700	MWh / år	700	MWh/år
	280 000	kr / år, energi	280 000	kr / år, energi
	7	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> , totalt	6	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> , totalt
		hygienisering		hygienisering
Biogas	-21	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	-21	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Mellanlager för slam	50	kr / ton slam	50	kr / ton slam
	4	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	4	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Kvalitetsarbete	4	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> (en person på heltid)	4	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> (en person på heltid)
<b>Totalt</b>	<b>128</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>127</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
<b>Transporter</b>				
Transport avvattnat slam till jordbruk	3	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	3	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Transport handelsgödsel	2	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	2	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Totalt</b>	<b>5</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>5</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
<b>Inköp handelsgödsel</b>				
N, P, K och S - handelsgödsel	57	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	57	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Spridning</b>				
Handelsgödsel	1	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	1	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Slamspridning, 40 kr/ton slam	3	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	3	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>TOTALKOSTNAD</b>	<b>409</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>408</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
<b>SLAMSPRIDNINGSSCENARIOET</b>				

## Utvinning av P ur avloppsvatten: BioP

PhoStrip kräver biologisk fosforreduktion istället för kemisk fällning. Reningsverket byggs därför om till biologisk fosforreduktion samt kompletteras med bassänger för "strippning" av fosfor samt en förtjockare och fällnings- och avskiljningsenhet. Scenariet är inte belastat med kostnaderna för ett filtersteg eftersom det kan behövas också utan den ovan beskrivna fosforåtervinningen. Till detta ska läggas driftskostnaden för fosforåtervinningsdelen, där kostnaden för kalk antas tas ut av den reducerade kostnaden för järnsulfat: den enda skillnaden i driftskostnader för detta scenario jämfört med referensscenariet är därför för ättiksyra, som förutsätts användas i detta alternativ.

**Tabell 16. Data och beräkningar för PhoStrip-scenariet**

Avloppssystem	Företagsekonomisk kalkyl		Samhällsekonomisk kalkyl	
Pumpning	12	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	12	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Underhåll	200	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	200	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Totalt Avloppssystem</b>	<b>212</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>212</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
<b>Reningsverk</b>				
Extra bassäng och utrustning, 50 års livslängd	1 000 000	kr / år	500 000	kr / år
	15	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	9	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Drift	133	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	133	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Biogas	-11	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	-11	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Ättiksyra	12	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	12	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Totalt Reningsverk</b>	<b>148</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>143</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
<b>Förbränning</b>				
Årskostnad, 25 års livslängd	2 400 000	kr / år	1 500 000	kr/år
	265	kr ton <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	198	kr ton <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Drift	170	kr / ton	170	kr / ton
<b>Totalt Förbränning</b>	<b>32</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>27</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
<b>Deponering</b>				
Deponiavgift	500	kr / ton	500	kr / ton
Deponiskatt	288	kr / ton	288	kr / ton
<b>Kostnad Deponering</b>	<b>6</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>6</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
<b>Transporter</b>				
Transport handelsgödsel	1.8	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	1.8	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Slam till förbränning	0.1	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	0.1	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Aska och slagg till deponi	1.1	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	1.1	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Totalt Transporter</b>	<b>3</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>3</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
<b>Inköp handelsgödsel</b>				
N, P, K och S - handelsgödsel	61	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	61	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Spridning</b>				
Handelsgödsel och PhoStrip-fosfor	1	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	1	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>TOTALKOSTNAD PHOSTRIPSCENARIO</b>	<b>463</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>453</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>

## Utvinning av fosfor ur slam: KREPRO

KREPRO-processen leder till minskade slammängder. Kostnader för KREPRO-processen presenteras i tabell 17.

**Tabell 17. Data och beräkningar för KREPRO-scenariet**

Avloppssystem	Företagsekonomisk kalkyl		Samhällsekonomisk kalkyl	
Pumpning	12	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	12	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Underhåll	200	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	200	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Totalt Avloppssystem</b>	<b>212</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>212</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
<b>Reningsverk</b>				
Drift	133	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	133	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Biogas	-21	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	-21	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Totalt Reningsverk</b>	<b>112</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>112</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
<b>KREPRO-processen</b>				
Investering	40 000 000	kr	40 000 000	kr
	3 000	ton TS / år	3 000	ton TS / år
Årskostnad, 15 års livslängd	1 464	kr / ton TS	1 199	kr / ton TS
	366	kr / ton slam	300	kr / ton slam
Drift	2 900	kr / ton TS	2 900	kr / ton TS
<b>Totalkostnad KREPRO-processen</b>	<b>96</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>90</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
<b>Deponering</b>				
Deponiavgift	500	kr / ton	500	kr / ton
Deponiskatt	288	kr / ton	288	kr / ton
<b>Kostnad Deponering</b>	<b>2</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>2</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>



<b>Transporter</b>	<b>Företagsekonomisk kalkyl</b>		<b>Samhällesekonomisk kalkyl</b>	
Interregional transport av slam	3 200	ton slam / år	3 200	ton slam / år
Andel långväga transport av anläggnings kapacitet	27%		27%	
	50	km till behandling	50	km till behandling
	0.9	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	0.9	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Transport (handelsgödsel (antaget 50 km med lastbil)	1.8	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	1.8	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Transport reningsverk - förbränning	0.1	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	0.1	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Aska och slagg till deponi	0.2	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	0.2	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Totalt Transporter</b>	<b>3</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>3</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
<b>Inköp handelsgödsel</b>				
N, P, K och S - handelsgödsel	<b>62</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>62</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
<b>Spridning</b>				
Handelsgödsel och KREPRO-fosfor	1	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	1	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>TOTALKOSTNAD KREPROSCENARIOE</b>	<b>488</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>483</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>

## Utvinning av P ur aska: BioCon

I BioCon-processen förtjockas, rötas och förbränns slammet, därefter återvinns fosfor som 50-procentig fosforsyra genom syralakning, jonbyte samt indunstning. Fram till och med förbränningssteget är processen identisk med referensscenariot, det är således återvinningssteget som tillkommer. Kostnader för BioCon-scenariot presenteras i tabell 18.

**Tabell 18. Data och beräkningar för BioCon-scenariot**

Avloppssystem	Företagsekonomisk kalkyl		Samhällsekonomisk kalkyl	
Pumpning	12	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	12	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Underhåll	200	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	200	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Totalt Avloppssystem</b>	<b>212</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>212</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
<b>Reningsverk</b>				
Drift	133	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	133	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Biogas	-21	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	-21	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Totalt Reningsverk</b>	<b>112</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>112</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
<b>Förbränning</b>				
Årskostnad, 25 års livslängd	2 400 000	kr / år	1 500 000	kr / år
	265	kr ton <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	198	kr ton <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Drift	170	kr / ton	170	kr / ton
<b>Totalt Förbränning</b>	<b>38</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>32</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
<b>BioCon-anläggning</b>				
Investering	13 000 000	kr	13 000 000	kr
	2 750	TS / år	2 750	TS / år
Årskostnad, 20 års livslängd	446	kr / ton TS	348	kr / ton TS
Drift	905	kr / ton TS	905	kr / ton TS
Totalt	1 284	kr / ton TS	1 167	kr / ton TS
<b>Totalt BioCon-anläggning</b>	<b>30</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>27</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
<b>Deponering</b>				
Deponiavgift	500	kr / ton	500	kr / ton
Deponiskatt	288	kr / ton	288	kr / ton
<b>Kostnad Deponering</b>	<b>2</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>2</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>

<b>Transporter</b>				
Transport handelsgödsel (50 km med lastbil)	1.6	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	1.6	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Transport reningsverk - förbränning	0.1	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	0.1	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Aska och slagg till deponi	0.3	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	0.3	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>Totalt Transporter</b>	<b>2</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>2</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
<b>Inköp handelsgödsel</b>				
N, P, K och S - handelsgödsel	<b>62</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>62</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>
<b>Spridning</b>				
Handelsgödsel och BioCon-fosfor	1	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	1	kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
<b>TOTALKOSTNAD BioCONSCENARIO</b>	<b>459</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>	<b>451</b>	<b>kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup></b>

# Data för miljöekonomisk analys

## Emissions- och resursförbrukningsdata

Data på emissioner och resursförbrukning kommer från Balmér m. fl. (2002). De följande två tabellerna beskriver hur mycket näringsämnen som kommer ut till åker i växttillgänglig form från avlopp samt hur mycket som måste tillföras från handelsgödsel för att fylla de funktionella enheterna för N, P, K och S. Metallkontamination från slamspridning baserar sig på medelvärde för svenskt slam (SCB, 1999).

**Tabell 19. Spridningsdata för avloppsprodukter**  
Växttillgänglig mängd näringsämnen och metaller från avloppssystemet

	<i>Funktionell enhet</i>	Referens	Urin	Klosett	Slam	PhoStrip	KREPRO	BioCon
N (g)	5000	0	3200	4600	750	0	0	0
P (g)	730	0	290	550	680	423	525	453
K (g)	2500	0	880	1500	38	0	0	0
Cu (mg)	0	0	30	440	7300	33	95	-
Cr (mg)	0	0	3	11	730	-	381	-
Ni (mg)	0	0	2	30	511	-	190	-
Zn (mg)	0	0	13	2800	14600	708	1712	-
Pb (mg)	0	0	0.6	8	730	-	190	-
Cd (mg)	0	0	0.3	4	36.5	-	9.5	-
Hg (mg)	0	0	0.4	8	29.2	-	0.95	-
S (g)	570	0	0	0	0	0	0	0

**Tabell 20. Spridningsdata för handelsgödsel**

Mängd till åker från handelsgödsel

	<i>Funktionell enhet</i>	Referens	Urin	Klosett	Slam	PhoStrip	KREPRO	BioCon
N (g)	5000	5 000	2 264	1 067	4 786	5 000	5 000	5 000
P (g)	730	730	440	180	254	307	283	277
K (g)	2500	2 500	1 620	1 000	2 462	2 500	2 500	2 500
Cu (mg)	0	5,1	3,1	1,3	1,8	2,1	2,0	1,9
Cr (mg)	0	29,2	17,6	7,2	10,2	12,3	11,3	11,1
Ni (mg)	0	14,6	8,8	3,6	5,1	6,1	5,7	5,5
Zn (mg)	0	58,4	35,2	14,4	20,3	24,5	22,7	22,2
Pb (mg)	0	1,5	0,9	0,4	0,5	0,6	0,6	0,6
Cd (mg)	0	0,15	0,09	0,04	0,05	0,06	0,06	0,06
Hg (mg)	0	0,03	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
S (g)	570	570	245	171	371	570	570	570

I tabellen härunder finns totala vattenemissioner för systemen. De härstammar nästan uteslutande från reningsverket: endast för referensfallet har ett estimat för fosforemission från deponi tagits med, enligt resonemang under tabell 4 i avsnitt 4.1 i Balmér m. fl. (2002). Detta leder till en fördubbling av fosforemissionerna, men deponiemissionerna sker under en 100-årsperiod medan emissioner från reningsverk sker momentant, varför de bör särbehandlas. Sett ur ett uthållighetsperspektiv kan de dock behandlas lika, då ett uthålligt system ska fungera under lång tid.

Ingen merutlakning från åkermark finns med. Det bedöms att kunskapen för fosforutlakning är alltför dålig för att göra en bedömning. Det bedöms även vara av mindre betydelse, jämfört med vattenemissioner från reningsverk. (Håkan Jönsson, personligt meddelande)

**Tabell 21. Vattenemissioner**

Vattenemissioner, totalt							
	Referens	Urin	Klosett	Slam	PhoStrip	KREPRO	BioCon
N (g)	1100	970	22	1100	1100	1100	1100
P (g)	57	29	28	32	32	32	32
K (g)	2500	1600	980	2500	2500	2500	2500
Cu (mg)	550	540	480	550	550	550	550
Cr (mg)	140	140	140	140	140	140	140
Ni (mg)	520	520	500	520	520	520	520
Zn (mg)	1300	1300	840	1300	1300	1300	1300
Pb (mg)	88	88	86	88	88	88	88
Cd (mg)	9	9	7	9	9	9	9
Hg (mg)	7	7	4	7	7	7	7
S (g)	0	0	0	0	0	0	0

Nedan följer data för luftemissioner och energianvändning. Energi antas produceras med dansk kolkondens, då detta brukar antas vara marginalproduktionssättet för el i svenska LCA-studier. Ett alternativ hade varit att anta naturgas för elproduktion, vilket hade givit betydligt lägre luftemissioner. För handelsgödselproduktion finns inte kalium och svavel med, utan endast kväve och fosfor. Det känns dock rimligt att anta att det är koldioxidemissioner som är mest relevanta för handelsgödselproduktion och att det är kvävegödslet som står för merparten av de emissionerna, då den produktionen är så energiintensiv. Effekten av att inkludera även kalium- och svavelgödselproduktion är därför antagligen av mindre betydelse.

Källa för luftemissioner för bassystemet och för energianvändning är Balmér m. fl. (2002), övriga emissioner är beräknade utifrån energibalanser och handelsgödselkonsumtionsdata från Balmér m. fl. (2002), samt emissionsdata från Sundqvist m. fl. (1999).

Tabell 22. Luftemissioner

Luftemissioner bassystemet (dvs exkl. el- o handelsgödselproduktion), g pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>							
	Referens	Urin	Klosett	Slam	PhoStrip	KREPRO	BioCon
SO <sub>2</sub>	0.26	9.31	40.66	0.66	1.47	5.04	1.1
NO <sub>x</sub>	2.44	86.47	377.53	6.09	13.64	21.01	10.06
CO	0.56	19.95	87.12	1.41	3.15	4.71	0.52
CO <sub>2</sub>	140	4 960	21 664	350	783	1 696	130
HC	0.37	13.3	58.08	0.94	2.1	3.14	0.35

Emissioner elproduktion (antaget från kolkondens), g pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>							
	Referens	Urin	Klosett	Slam	PhoStrip	KREPRO	BioCon
SO <sub>2</sub>	71	56	124	71	79	81	87
NO <sub>x</sub>	69	54	120	69	76	78	85
CO	1.1	0.9	1.9	1.1	1.2	1.2	1.3
CO <sub>2</sub>	22 276	17 489	38 587	22 276	24 513	25 207	27 280
HC	0.6	0.5	1.0	0.6	0.7	0.7	0.7

Emissioner vid framställning av kvävegödsel, g pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>							
	Referens	Urin	Klosett	Slam	PhoStrip	KREPRO	BioCon
SO <sub>2</sub>	18.0	8.1	3.8	17.2	18.0	18.0	18.0
NO <sub>x</sub>	17.5	7.9	3.7	16.8	17.5	17.5	17.5
CO	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
CO <sub>2</sub>	13 800.0	6 248.6	2 944.9	13 210.1	13 800.0	13 800.0	13 800.0
HC	35.0	15.8	7.5	33.5	35.0	35.0	35.0

Emissioner vid framställning av fosforgödsel, g pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>							
	Referens	Urin	Klosett	Slam	PhoStrip	KREPRO	BioCon
SO <sub>2</sub>	16.7	10.1	4.1	5.8	7.0	6.5	6.4
NO <sub>x</sub>	3.0	1.8	0.7	1.0	1.3	1.2	1.1
CO	1.4	0.9	0.4	0.5	0.6	0.6	0.5
CO <sub>2</sub>	1 810.4	1 091.2	446.4	629.9	760.4	702.4	688.0
HC	2.8	1.7	0.7	1.0	1.2	1.1	1.1

Energianvändning, MJ pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>							
	Referens	Urin	Klosett	Slam	PhoStrip	KREPRO	BioCon
el	216.27	169.8	374.63	216.27	237.99	244.73	264.85
olja	3.79	71.8	298.29	7.21	9.59	27.43	1.73
biogas	-223.29	-223.3	-233.08	-223.33	-122.81	-223.33	-223.33

## Miljövärdering

Miljövärdering kräver flera led av antaganden, vilka i sin tur blir implicita värderingar, eftersom de påverkar den slutliga värderingen. Korrektheten hos en värdering går alltid att diskutera, likaså om och på vilket sätt miljövärderingar bör eller inte bör användas. Ekonomisk värdering har kända svagheter, bland annat avseende fördelning av resurser mellan generationer, som exempelvis tungmetallkontaminering av åkermark (SOU 2001:2). Dessa svagheter bör man ha i åtanke när man studerar resultaten i denna studie, eftersom de berör mycket viktiga aspekter i det studerade systemet.

Tre olika metoder för miljövärdering har använts: ECON (1995), EcoTax (Johansson, 1999) och EPS 2000 (Steen, 1999). De tre metoderna använder olika värderingsbaser, i uppräknad ordning: dos-responssamband, skatter som mått på politiskt uttryckt "revealed preference" samt CV-studier som mått på "stated preference". De tre metoderna värderar för studien relevanta emissioner och resursförbrukning enligt tabell 28. Det finns inte utrymme i denna studie att närmare gå in på antaganden för de olika metodernas värderingar – för detta hänvisas till publikationer om respektive modell. En kort beskrivning av de tre metoderna finns dock i tabell 26.

**Tabell 23. Beskrivning av värderingsmetoderna**

ECON	EcoTax	EPS 2000
Denna metod härstammar från en norsk rapport som sökte ta fram miljökostnader för olika typer av avfallshantering. Dess värderingar utgår från dos-responssamband och värdering av hälsa och liv, men även delvis betalningsvillighet och miljörelaterade skatter. Det är en relativt bred sammanställning av många värderingsstudier, där ett försök att välja de bäst grundade värderingarna har gjorts.	Metoden grundar sig i antagandet att i ett demokratiskt samhälle reflekterar regeringens och riksdagens värderingar samhällets värderingar. Därför utgår den från svenska miljörelaterade skattesatser som med hjälp av karaktäriseringsmetoder från LCA-området har överförts till ett stort antal emissioner och resurser.	EPS togs fram för att fungera som en viktningsskatt vid produktutveckling, där flera alternativ ska kunna rangordnas efter miljöpåverkan. Som tumregel ska EPS-metoden kunna ge ett mycket snabbt svar (5 minuter) på ovanstående fråga genom schablonvärderingar. Värderingarna grundar sig på en form av betalningsvilja för att återställa skadad natur eller ersätta förlorade resurser med andra alternativ. Ingen diskontering används, då alla generationer ska ha lika rätt till resurser.

Den metod som närmast använder sig av marknadsekonomiska värderingsgrunder är ECON-metoden. Av denna anledning anses denna metod vara huvudalternativet i denna analys.

**Tabell 24. Beskrivning av värderingsgrund för betydelsefulla värderingar i de tre metoderna**

<b>ECON</b>	
N	Baserad på marginell reningskostnad för utsläpp till Nordsjön, samt att de flesta undersökningar tyder på att betalningsviljan är högre än detta
P – emission	Baserad på marginell reningskostnad för utsläpp till Nordsjön, samt att de flesta undersökningar tyder på att betalningsviljan är högre än detta
P - resurs metaller på åker	Ingen resursvärdering i ECON. Värdering av hälsa/liv baserat på cancerrisk
<b>EcoTax</b>	
N	Värderingen är baserad på kväveskatt på handelsgödsel och ett antagande om att 15% av spritt kvävegödsel läcker till vattendrag.
P – emission	Baserat på kväveskatten och översatt till fosfor med hjälp av relativ syreförbrukning
P – resurs	Baserat på naturgrusskatt och översatt till fosfor med hjälp av relativ kemisk exergi
metaller på åker	Baserat på skatt på kadmium i mineralgödsel och översatt till andra metaller med hjälp av relativ humantoxicitet (HTP)
<b>EPS 2000</b>	
N	Det antas att det oftast är kväve som är begränsande för eutrofiering, och att kvävet således leder till en ökad fiskproduktion då det tas upp i näringskedjan (en ökad näringstillförsel ger en ökad tillväxt). Därav den negativa kostnaden. Värdet antas kunna användas för vattenemissioner över hela världen.
P – emission	Baserat på betalningsvilja för undvikande av NEX (dvs. en indikator för artutrotning) , där det antas att risken för NEX är 1%. Värdet antas kunna användas för vattenemissioner över hela världen.
P – resurs	Värdet är baserat på extraktionskostnad från "medelberggrund", dvs. med en P-halt på 665 mg/kg mineral.
metaller på åker	Baserat på morbiditeten orsakad av kadmium emitterat till luft som sedan landar på mark. Kadmium spritt direkt på jordbruksmark antas ha en 10 gånger högre morbiditet. Värderingen av kvicksilver på åkermark baserar sig på samma värden som kvicksilver till luft (som i sin tur baserar sig på morbiditet och NEX), då ämnet antas ha en hög volatilitet.

Värderingen av biogas är baserad på en knapphetsvärdering av naturgas, och således antas att biogas ersätter en knapp fossil resurs.

EcoTax-metoden har egentligen flera viktningar som skiljer sig mycket åt, beroende på att de använder olika miljörelaterade skatter som bas. I denna studie har inte viktningar baserade på skatt på bensen använts, eftersom denna skatt är avskaffad. Av denna anledning hamnar EcoTax värderingar, åtminstone för ämnen som har relevans för humantoxiska effekter, på en lägre nivå än de annars hade gjort.

För värdering av de resurser som går åt för att producera el antas att det går åt 1 kg olja för att producera 41,6 MJ el, vilket är den resursåtgång som krävs för extraktion, upparbetning, transport, med mera, för att få motsvarande MJ olja. Detta är något inkonsistent i och med att för emissioner antas det att elen produceras med kolkondens, men krävs för att få en heltäckande resursvärdering.



**Tabell 25. Värdering av emissioner och resurser enligt de tre använda värderingsmetoderna, kr/kg**

<b>Luftemissioner</b>	<b>ECON</b>	<b>EcoTax</b>	<b>EPS 2000</b>
SO <sub>2</sub>	19.5	63	32.7
NO <sub>x</sub>	56.3	40	21.3
CO	0.1	1.2	3.3
CO <sub>2</sub>	0.4	0.37	1.1
HC	18.2	2.4	27.2

<b>Vattenemissioner</b>	<b>ECON</b>	<b>EcoTax</b>	<b>EPS 2000</b>
N	159.7	12	-3.8
P	927	84	0.6
K	0	0	0
Cu	45.9	5 800	0
Cr	163 000	560	0
Ni	115	110	0
Zn	11.5	2.9	0
Pb	1 600	4 700	0
Cd	5 900	3 000	0
Hg	9 500	7 100	1 800
S	0	30	0

<b>Markemissioner</b>	<b>ECON</b>	<b>EcoTax</b>	<b>EPS 2000</b>
Cu (mg)	11.5	230	0
Cr (mg)	3 000	5 900	0
Ni (mg)	34.5	590	0
Zn (mg)	11.5	43	0
Pb (mg)	45.9	3 700	0
Cd (mg)	14 100	30 000	50
Hg (mg)	344	74 000	1 800

<b>Resursförbrukning</b>	<b>ECON</b>	<b>EcoTax</b>	<b>EPS 2000</b>
fosfor	-	0.004	44.7
K	-	-	0.1
svavel	-	-	1
olja	-	2.5	5.06
biogasproduktion	-	-2	-11

# Resultat

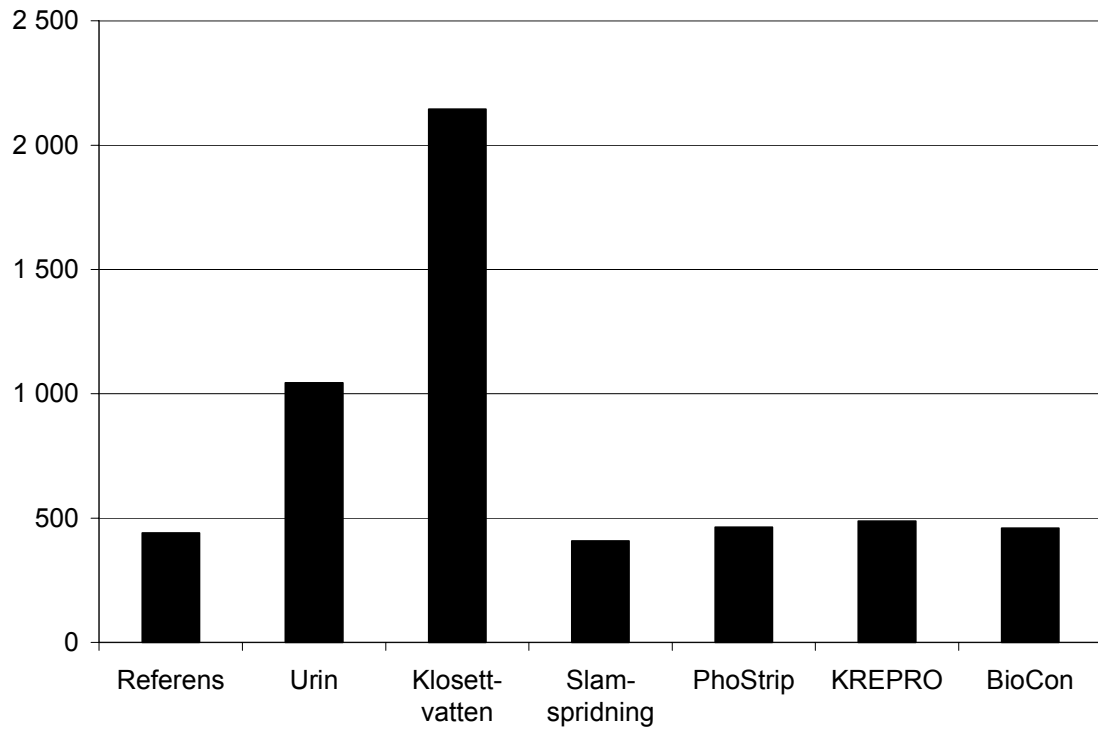
---

## Företagsekonomi

I tabellen och diagrammet härunder visas en summering av de kostnader som redovisats tidigare.

**Tabell 26. Summering av företagsekonomiska kostnader, kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>**

	Referens	Urin	Klosett- vatten	Slam- spridning	PhoStrip	KREPRO	BioCon
Konventionellt avlopp	212	211	210	215	212	212	212
Annan insamling och lagring	0	628	1 253	0	0	0	0
Reningsverk	112	100	82	128	148	112	112
Förbränning	38	38,1	19	0	32	0	38
Deponering	6,9	6,9	3	0	6	2	2
Annan behandling	0	0	186	0	0	96	30
Övriga transporter	2,9	2	264	5	3	4	2
Spridning handelsgödsel	1	0	0	1	0	1	1
Övrig spridning	0	24	110	4	1	0	0
Inköp handelsgödsel	67	34	17	57	62	62	62
<b>Totalt</b>	<b>440</b>	<b>1 045</b>	<b>2 145</b>	<b>409</b>	<b>464</b>	<b>488</b>	<b>459</b>
<b>Merkostnad per kilo recirkulerad fosfor</b>	ingen återföring	2 098	3 112	-54	69	119	53
<b>Merkostnad per kilo recirkulerat näringsämne</b>	ingen återföring	151	275	-23	69	119	53



Figur 2. Företagsekonomiska kostnader, kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>

## Miljökostnader

I tabellen som följer finns miljökostnader, uppdelade på emissioner för olika recipienter samt på resursförbrukning. Uppdelning på ämnesnivå finns inte redovisat, men de emissioner som står för de största kostnaderna är:

- N, i viss mån P och Cu för vattenemissioner i ECON
- CO<sub>2</sub> för luftemissioner i ECON
- Cr, Cu, Pb och Hg för markemissioner i EcoTax
- N, i viss mån P och Cu för vattenemissioner i EcoTax
- CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> och SO<sub>2</sub> för luftemissioner i EcoTax
- olja och biogas för resurser i EcoTax
- N ger den negativa miljökostnaden för vattenemissioner i EPS
- CO<sub>2</sub>, i viss mån NO<sub>x</sub> och SO<sub>2</sub> för luftemissioner i EPS
- P, olja och biogas för resurser i EPS

**Tabell 27. Miljökostnader för scenarier, emissioner, kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>**

ECON	Referens	Urin	Klosett	Slam	PhoStrip	KREPRO	BioCon
emissioner - mark	0	0	0	3	0	1	0
emissioner - vatten	252	205	53	228	228	228	228
emissioner - luft	22	21	56	21	23	24	24
resursförbrukning	0	0	0	0	0	0	0
<b>totalt</b>	<b>273</b>	<b>226</b>	<b>108</b>	<b>252</b>	<b>252</b>	<b>254</b>	<b>253</b>

EcoTax	Referens	Urin	Klosett	Slam	PhoStrip	KREPRO	BioCon
emissioner - mark	0	0	1	13	0	4	0
emissioner - vatten	22	18	6	20	20	20	20
emissioner - luft	25	22	55	23	26	27	27
resursförbrukning	4	5	30	4	10	7	6
<b>totalt</b>	<b>50</b>	<b>45</b>	<b>92</b>	<b>60</b>	<b>55</b>	<b>57</b>	<b>53</b>

EPS 2000	Referens	Urin	Klosett	Slam	PhoStrip	KREPRO	BioCon
emissioner - mark	0	0	0	0	0	0	0
emissioner - vatten	-4	-4	0	-4	-4	-4	-4
emissioner - luft	48	39	87	45	50	52	52
resursförbrukning	6	-5	34	-15	15	-7	-8
<b>totalt</b>	<b>50</b>	<b>31</b>	<b>121</b>	<b>27</b>	<b>61</b>	<b>40</b>	<b>40</b>

För resursvärdering är respektive resurs redovisad härunder. Biogas medför en negativ miljökostnad i och med att den antas ersätta naturgas och då minskar naturgasåtgången

med motsvarande mängd. El är inte direkt värderad utan elkonsumtionen är omsatt till oljeförbrukning enligt tidigare resonemang under "Miljövärdering".

**Tabell 28. Miljökostnader för scenarier, resursförbrukning, kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>**

EPS 2000	Referens	Urin	Klosett	Slam	PhoStrip	KREPRO	BioCon
fosfor	33	20	8	11	14	13	12
K	0	0	0	0	0	0	0
svavel	1	0	0	0	1	1	1
el	0	0	0	0	0	0	0
olja	27	29	82	27	30	33	32
biogas	-54	-54	-56	-54	-30	-54	-54
<b>totalt</b>	<b>6</b>	<b>-5</b>	<b>34</b>	<b>-15</b>	<b>15</b>	<b>-7</b>	<b>-8</b>

EcoTax	Referens	Urin	Klosett	Slam	PhoStrip	KREPRO	BioCon
fosfor	0	0	0	0	0	0	0
svavel	0	0	0	0	0	0	0
el	0	0	0	0	0	0	0
olja	13	14	40	13	15	16	16
biogas	-10	-10	-10	-10	-5	-10	-10
<b>totalt</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>30</b>	<b>4</b>	<b>10</b>	<b>7</b>	<b>6</b>

## Samhällsekonomi

I tabell 29 och figur 3 redovisas de samhällsekonomiska kostnaderna för scenarierna. Förutom de i kapitel 3 redovisade kostnaderna finns även miljökostnader presenterade.

**Tabell 29. Summering av samhällekonomska kostnader, kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>**

	Referens	Urin	Klosett- vatten	Slam- spridning	PhoStrip	KREPRO	BioCon
Konventionellt avlopp	212	211	210	215	212	212	212
Annan insamling och lagring	0	471	824	0	0	0	0
Reningsverk	112	100	82	127	143	112	112
Förbränning	32	32,2	16	0	27	0	32
Deponering	6,9	6,9	3	0	6	2	2
Annan behandling	0	0	154	0	0	90	27
Övriga transporter	2,9	2	264	5	3	4	2
Spridning handelsgödsel	1	0	0	1	0	1	1
Övrig spridning	0	24	110	4	1	0	0
Inköp handelsgödsel	67	34	17	57	62	62	62
<b>Summa finansiella kostnader</b>	<b>434</b>	<b>881</b>	<b>1 681</b>	<b>407</b>	<b>454</b>	<b>482</b>	<b>450</b>
<b>Summa inkl. miljökostnader ECON</b>	<b>708</b>	<b>1 108</b>	<b>1 789</b>	<b>660</b>	<b>705</b>	<b>736</b>	<b>703</b>
<b>Summa inkl. miljökostnader EcoTax</b>	<b>484</b>	<b>927</b>	<b>1 773</b>	<b>467</b>	<b>509</b>	<b>539</b>	<b>504</b>
<b>Summa inkl. miljökostnader EPS 2000</b>	<b>484</b>	<b>912</b>	<b>1 802</b>	<b>434</b>	<b>514</b>	<b>522</b>	<b>490</b>

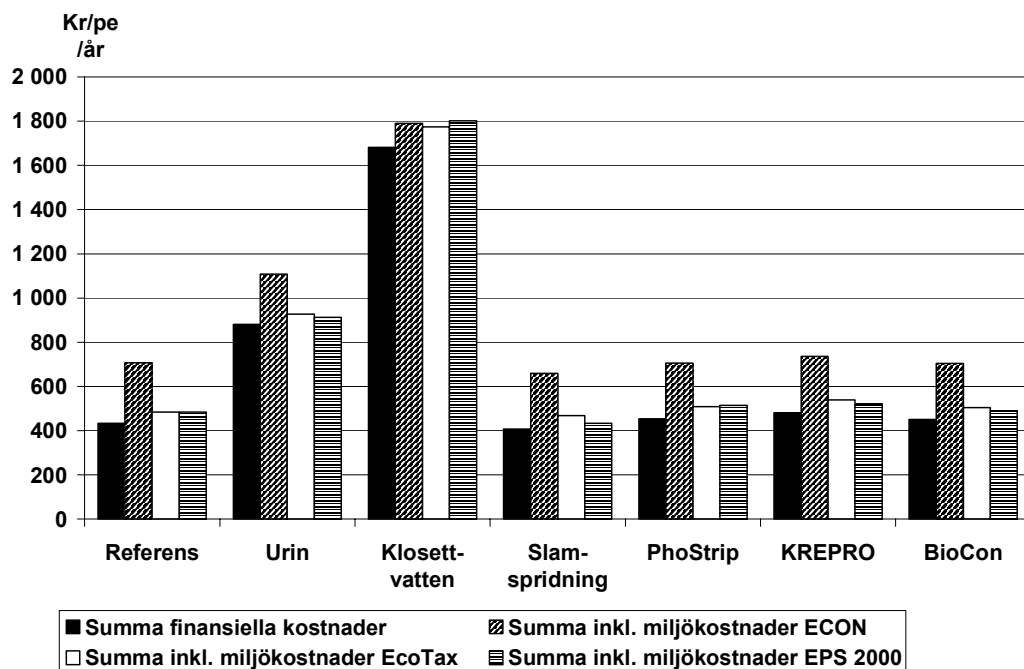
Tabell 30. Merostnad per kg recirkulerad fosfor jämfört med referens

	Referens	Urin	Klosett- vatten	Slam- spridning	PhoStrip	KREPRO	BioCon
ECON	ingen återföring	1 392	1 979	-88	7	77	3
EcoTax	ingen återföring	1 538	2 355	-24	70	135	56
EPS 2000	ingen återföring	1 489	2 409	-92	84	99	27

Tabell 31. Merostnad per kg recirkulerat näringsämne jämfört med referens

	Referens	Urin	Klosett- vatten	Slam- spridning	PhoStrip	KREPRO	BioCon
ECON	ingen återföring	71	101	-36	1	76	-1
EcoTax	ingen återföring	81	134	-3	64	135	51
EPS 2000	ingen återföring	78	138	-38	78	98	23

Anledningen till att klosettvattnescenariet har högre miljökostnader än övriga scenarier i två av värderingsmetoderna beror på att det är mer energiintensivt, vilket leder till mer luftemissioner och mer resursåtgång av fossila bränslen. Enligt ECON-metoden ger klosettvattnescenariet upphov till lägre miljökostnader än övriga scenarier – detta beror på den låga vattenemissionen av kväve i klosettvattnescenariet relativt övriga scenarier.

Figur 3. Samhällsekonomiska kostnader, kr pe<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>

## Förbehåll i resultattolkning

Avstånd från behandling till åkermark har stor betydelse för urinsorterings- och klosettvattensscenarierna, då dessa våta fraktioner kräver ett stort transportarbete.

Ett avloppssystem utan inblandning i hushållspillvattnet kan göra slamspridning acceptabelt. Det har tidigare poängterats att dessa kalkyler inte fullt ut tar med kostnader för att uppnå ett sådant rent slam. Även om det inte kräver en lika fullständig ombyggnad av avloppssystemet som klosettvattenssystemet som studeras här så skulle en ombyggnad av avloppssystemet för att klara av att leverera ett rent slam kosta mycket – inga säkra uppskattningar kan göras men det är möjligt att det till och med kan bli lika kostsamt som klosettvattensscenariet.

De flesta av de studerade scenarierna bygger på tekniker som inte är beprövade. Detta kan innebära att tekniken som helhet kanske inte fungerar som tänkt i verkligheten, vilket eliminerar möjligheten att implementera tekniken i full skala. Om tekniken fungerar så innebär det nästan garanterat att tekniken kan utvecklas vidare och fås mer effektiv, både vad gäller kostnader och miljöprestanda. Hur denna utveckling ser ut är svår att förutsäga, men för de scenarier som innebär den största förändringen i infrastruktur (urinsortering och klosettvattensortering) finns även den största potentialen för förbättringar.

## Resultattolkning

- Sett till totala kostnader är urin- och klosettsscenarierna mycket dyrare än övriga scenarier. Det kommer krävas mycket stora kostnadsreduktioner för dessa system för att de ska kunna hamna på samma kostnadsnivå som övriga.
- De tre olika miljövärderingsmetoderna ger olika resultat, men rangordningen mellan scenarier förändras inte beroende på metod. Urin- och klosettsscenarierna är fortfarande mycket dyrare än övriga scenarier: urinsortering cirka 100 % och klosettvatten ca 200 % dyrare än referensfallet.
- Totalkostnaderna för övriga scenarier är väldigt lika: skillnaderna dem emellan ligger inom felmarginalen för den här typen av kalkyler.

Om behandlingsanläggning inte finns i den egna kommun kan det uppsamlade klosettvattnet/slammet transporteras till annan kommun för behandling (då urin inte kräver behandling är det inte aktuellt att transportera den längre än nödvändigt, det vill säga till lämplig jordbruksmark). Kostnader för detta skulle kunna schabloniseras enligt följande tabell. Denna kostnad läggs då till det aktuella scenariet vid analys av regionala lösningar. Denna kalkyl inbegriper inte miljökostnader för transporten.

**Tabell 32. Extrakostnad vid utökade transportavstånd**

	Klosettvaatten	Slam
Kostnad per extra transportkilometer	5,8 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	0,11 kr pe <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>

Miljökostnaderna är relativt likartade i scenarierna. Det enda som utmärker sig rejält är klosettvaattensscenariet, som har betydligt lägre miljökostnad enligt en värderingsmetod men betydligt högre miljökostnad enligt de andra två.

Var miljökostnaderna härrör från växlar mellan metoderna, vilket visar på osäkerheten i den här typen av miljövärdering. Två av metoderna ger mycket lika totalkostnader, medan den tredje visar en något annorlunda bild (se Figur 3). Miljökostnaderna ligger dock i samma storleksordning.

Kostnadsmissigt (både med och utan miljökostnader) ligger de flesta metoderna på ungefär samma nivå, utom urinsortering och klosettvaatten: dessa har mycket högre kostnader, dubbla respektive tredubbla de övriga. Den stora skillnaden i kostnader för dessa system ligger i insamling och lagring – övriga delar är likartade.

Ett problem med en jämförelse av detta slag är att etablerad teknik och existerande system jämförs med ännu inte färdigutvecklade system. Detta gäller flera av de studerade teknikerna, men slår särskilt hårt mot klosettvaattensscenariet, där det studerade systemet kräver en omfattande strukturell förändring, med nya, komplexa insamlingssystem och kanske inoptimala behandlingsanläggningar. Valda system ska inte heller ses som de givet bästa systemalternativen som finns att tillgå.

Än en gång bör belysas att det kan vara vanskligt att jämföra kostnaden för slamspridning med övriga scenarier, eftersom de kostnader som presenteras inte räcker för att uppnå ett rent slam.

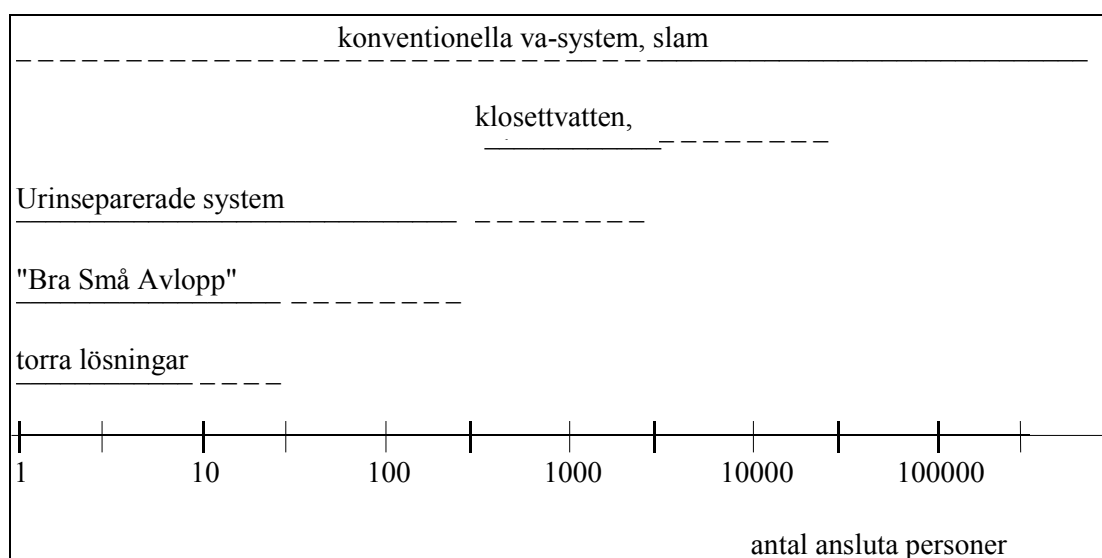
Termodynamik talar för att "blanda och sedan avskilja" är ett mindre effektivt sätt att skapa kretslopp än att ta hand om restprodukterna närmare källan. Om man begränsar sig till att se på fosfor som den enda resursen av intresse visar resultaten i denna studie på motsatsen. Det är dock inte särskilt intressant att bara se på en enskild resurs: det skulle lätt leda till suboptimering av annan resurshantering. Om man gör ett tankeexperiment där man antar att systemen ska jämföras med avseende på recirkuleringen av alla fyra studerade näringsämnen, där alla fyra näringsämnen viktas lika, kilo för kilo, får man resultat som presenteras i slutet på tabell 27 samt i tabell 31. Då ser man att kostnaden per recirkulerat kilo näringsämne sjunker drastiskt för klosettvaatten- och urinsorteringsscenarierna, och de hamnar på i stort sett samma kostnadsnivå som övriga scenarier.

Slutligen bör påpekas att miljövärderingarna är en spegel av samhällets nuvarande värderingar. Dessa värderingar ska därför inte ses som absoluta mått på relativa resurskostnader. Förändringar i kunskapsbild och uppfattningar om till exempel smittspridningsrisker, tungmetallers farlighet, med mera, kan snabbt påverka samhällets värderingar vad gäller avloppsbehandling och avloppsrelaterade restprodukter.



## Storleksanalys och enskilda avlopp

I Brattberg m. fl. (2001) finns en diskussion kring för vilka storlekar på avloppssystem som olika lösningar är tillämpliga. Följande diskussion är till stor del baserad på denna källa, samt till viss del på Malmén m. fl. (2001). En principiell bild på storleksskalor för olika systemlösningar finns i Figur 4. Storleksskalorna motiveras i texten härunder.



Figur 4. Storleksskalor för olika systemlösningar (Brattberg m. fl. 2001)

Torra lösningar är från acceptanssynpunkt knappast realistiskt annat än för enskilda hushåll utanför tätort. Näringsämnen kan återvinnas lokalt efter kompostering och/eller genom urinsortering. (Brattberg m. fl. 2001)

För enskilda hushåll i glesbygd är det billigaste alternativet antagligen infiltration och markbädd, men investeringen blir även här mycket hög (cirka 75 000 kr per hushåll). Denna kostnad sjunker dock om fler hushåll kan bygga en gemensam anläggning, och i dessa fall finns det ett flertal system som har en kostnad som vida understiger kostnad för anslutning till kommunalt nät. Ingen hänsyn är här tagen till driftskostnad för de olika systemen. (Malmén m. fl. 2001)

Septiklösningar med eller utan urinsortering kombinerade med kemisk fällning eller minireningsverk av olika slag är tillämpligt inom intervallet enskilda hushåll upp till femtiotalet anslutna. Möjlighet till lokal återvinning av näringsämnen finns genom uringödsling eller efter kompostering av slam eller fekalierest i förekommande fall. (Brattberg m. fl. 2001)

Kostnader och prestanda blir osäkrare ju mindre anläggningar är. Fler och mindre anläggningar försvårar dessutom möjligheten att mäta och kontrollera deras funktion.

I och med att utsläppen av fosfor från enskilda avlopp beräknas vara av samma storleksordning som utsläppen från kommunala reningsverk är detta problematiskt. Ett viktigt krav för småskaliga anläggningar och enskilda avlopp är att förse dem med mät punkt för utgående behandlat vatten. Med jämna mellanrum bör uppföljning ske för de olika system som byggs för att, utifrån erfarenhet från verklig prestanda, förbättra utformning av nya anläggningar och för att få underlag till styrning av nybyggnation. (Malmén m. fl. 2001)

Alla typer av anläggningar, även enskilda avlopp, producerar någon typ av slam. För att de ska motiveras från kretsloppssynpunkt bör detta slam spridas på åkermark eller motsvarande. Således bör samma krav ställas på slam från enskilda avlopp som från kommunala reningsverk.

Urinseparerande system med olika lösningar för behandling av fekaliefraktioner och gråvatten bedöms utifrån dagens kunskap tillämpbara för husgrupper/kvarter upp till 500 å 1000 personer. Visst tekniskt utvecklingsarbete krävs liksom ytterligare kunskapsuppbyggnad och information för full acceptans såväl hos hushållen som lantbrukaren och för att säkerställa att produkten inte kommer att ifrågasättas från kvalitetssynpunkt. Konsekvenser av förekommande läkemedelsrester behöver belysas i ett kretsloppsperspektiv. Efter genomfört utvecklingsarbete och test i begränsad skala torde det inte möta några svårigheter att väsentligt skala upp det urinsorterande systemet såvitt lagring och transport av urin kan klaras. Urinsorterande system kan även användas för system med fler personer anslutna, men då delas detta system upp i mindre delar vad gäller urinsorteringen. (Brattberg m. fl. 2001)

Klosettsortering med någon form av anaerob behandling kräver en viss storlek för att inte bli för kostsamma. Samtidigt bör storskaligheten ännu så länge begränsas i avvaktan på att ytterligare kunskap tas fram bland annat vad gäller insamlingsystem och behandlingsteknik och kopplingar däremellan. Det sannolika scenariet är att urinsortering föregår klosett vattenbehandlingen. (Brattberg m. fl. 2001)

Det konventionella systemet med gemensamt spillvattennät för svart- och gråvatten och behandling i reningsverk är tillämbart i alla storleksskalor. Dock kräver en mera långtgående slambehandling med fosforutvinning (det vill säga i denna studie PhoStrip-, KREPRO- och BioCon-scenarierna) en storskalighet för att bli ekonomiskt rimligt. Samlad slamproduktion från avloppsrening motsvarande 100 000 personer skulle kunna utgöra en undre gräns. Här råder dock ännu stor osäkerhet men mycket talar för att stordrift ger såväl tekniska som ekonomiska fördelar. (Brattberg m. fl. 2001)

# Aktörer

---

Detta kapitel syftar till att belysa vilka aktörer som berörs av det studerade systemet, samt vad de har för incitament att acceptera, betala för och agera för införandet av olika system.

De betydande aktörerna i systemen är följande:

## **Konsumenter/hushåll:**

Såsom producenter av avloppsvatten och som slutgiltiga konsumenter av jordbrukets produkter är hushållen en mycket viktig grupp av aktörer. Övriga aktörer i det studerade systemet kan i ekonomisk teori beskrivas som aktörer med vinstmaximerande intressen som gör rationella val. Konsumenters agerande kan ur detta perspektiv ibland uppfattas som irrationellt, i och med att de kan agera icke-linjärt på förändringar i förutsättningar, till exempel exponering för smittorisk, vilket försvårar prediktioner om hur konsumenter agerar i en potentiell situation. Det bör poängteras att konsumenters agerande inte nödvändigtvis är irrationellt – det är bara inkonsistent med ekonomisk teoribildning kring ekonomiskt rationella val.

Konsumenter är även de som slutligen betalar avgifter och skatter för avloppshantering. Man brukar även räkna med att övriga kostnader vältras över på konsumenter, så att det är Sveriges konsumenter som i slutändan står för hela kostnaden av avloppshanteringen.

Det finns flera organisationer som på olika sätt samlar konsumenter och för deras talan. Av dessa kan nämnas Konsumenter i Samverkan, som varit aktiva i slamdebatten, samt Sveriges Konsumentråd.

I och med att konsumenter kan agera på mer än direkta ekonomiska incitament finns det en möjlighet att deras beteende till viss del styrs av risker: risken för att som konsument utsättas för ökad metallkontamination i grödor, exponering för patogener, läkemedelsrester, med mera. Det kan därför vara svårt att förutsäga hushållens agerande, och i och med att hushållen är slutkonsumenterna av produkterna i alla system därför också hur efterfrågan på produkterna i de studerade scenarierna kan variera.

## **Kommuner och systementreprenörer:**

Kommuner har ansvar för insamling och behandling av hushållspillvatten. Avloppsbehandlingsverksamheten kan dock mycket väl läggas ut på entreprenad, antingen separata delar som behandlingsanläggningar eller hela driften. Kommuner styrs indirekt av kommunmedborgare. Kommunernas direkta kostnader för systemen anses vara relativt väl representerade av kalkylerna i denna studie, med några undantag:

- Kommuner behöver inte nödvändigtvis agera enligt det system som studerats: den enda funktionella enhet som berör kommuner är behandling av hushållsspillvatten. Detta medför att en del kostnadsposter inte heller berör kommuner.
- Kostnader för information till hushåll vid omställningar av avloppssystem finns inte med.
- Kostnader för spridning belastar vanligtvis inte kommuner, i och med att de säljer, eller på annat sätt förhandlar bort, avloppsfraktionerna till lantbrukare.
- Kostnader för handelsgödsel belastar inte kommuner.
- Det är inte säkert att kommunens inkomst för försäljning av avloppsfraktionen motsvarar dess alternativkostnad i handelsgödsel. Vilket pris som kan tas ut för avloppsfraktionen beror på efterfrågan, som i sin tur är en kvalitetsfråga.
- Kostnader för ombyggnationer i och i anslutning till fastighet belastar vanligtvis inte kommunen.
- Miljökostnader, framförallt vad gäller eutrofiering, kan variera mycket beroende på kommunens lokalisering.

På basis av ovanstående punkter är det rimligt att anta att kommuner mer ser avlopp och dess restprodukter som ett ekonomiskt kvittblivningsproblem än som ett resursproblem.

**Fastighetsägare:** i den mån som fastigheter åläggs en utökad roll i fosforåterföringen (detta sker i klosett- och urinscenarierna) kommer deras ekonomiska situation att förändras. De kostnader som berör fastighetsägare avser givetvis förändringar i fastigheten, samt eventuellt även intilliggande lagringsmöjligheter. Beroende på i vilken takt det är önskvärt att implementera urin- eller klosettavsortering kan det medföra allt från mycket stora extra kostnader (vid en snabb implementering, det vill säga mindre än 50 år, som inte tar hänsyn till normal stamreoveringstakt) ner till den kostnadsnivå som används i denna studie.

**Mottagare av avloppsfraktioner:** i alla system antas detta vara lantbrukare som producerar livsmedelsgrödor för att ett kretslopp ska uppnås. Lantbrukare kan anses representeras av LRF, som förmedlar lantbrukarens officiella ståndpunkt (se till exempel kapitel Efterfrågeanalys nedan). I förlängningen är det livsmedelsproducenter som är mottagare av fosforprodukterna, i och med att produkterna antas gå tillbaka till livsmedelsproduktionen. Genom denna kedja är därigenom lantbrukare berörda av slutkonsumenternas åsikter. För lantbrukaren är avloppsprodukten en ersättningsvara till handelsgödsel, eller eventuellt stallgödsel, och den blir således intressant i den mån som den kostnadsmässigt och näringsmässigt kan konkurrera med handelsgödsel eller stallgödsel. Men i och med att lantbrukaren är beroende av slutkonsumentens uppfattning av hur han/hon gödslar sin mark, kommer lantbrukaren rationellt att försöka förutsäga slutkonsumentens uppfattning av avloppsprodukten, oavsett vad dennes värdering är grundad på. Således är konsumentens riskvärdering av central betydelse för

lantbrukarens kostnads kalkyl: den potentiella vinsten av att använda humangödsel måste väga upp risken att inte kunna sälja sina grödor överhuvud taget, utifall konsumenter anser sig inte vilja ha avloppsgödslade produkter. Det är således ganska uppenbart att lantbrukaren är beroende av någon form av kvalitetssäkring för att eliminera risken att inte kunna sälja sina grödor.

**Stat:** om en väsentlig förändring av systemet ska ske krävs ofta ingrepp från staten för att ändra incitamenten för marknadens aktörer. Ovanstående kostnadsexempel antar att det är aktörerna själva som bär hela kostnaden. Det är givetvis möjligt att omfördela kostanden för implementering och drift av de olika systemen mellan aktörer genom till exempel subventionering och skatter, övervältring av kostnader på konsumenter, med mera. Staten kan, beroende på hur angeläget en omställning av systemet anses vara, välja att ta på sig upp till hela omställningskostnaden. Staten kan även genom lagstiftning styra implementeringen av önskvärt system och då vältra över kostnaden på berörda aktörer.

# Efterfrågeanalys

---

De kostnader som finns representerade i kalkylerna i denna studie är enbart för investering i kapacitet, drift och underhåll. Flera av systemen kräver stora organisatoriska förändringar i förhållande till referensfallet. Det finns även ett potentiellt stort behov av informationskampanjer, lagändringar, med mera, där behovet varierar stort mellan scenarierna. Eventuella kostnader för dessa finns inte med i kalkylerna i studien, utan de belyses i detta kapitel.

I Balmér m. fl. (2002), kapitel 4.4, förs en diskussion kring produktmarknaden för de olika produkterna som uppkommer i systemen. I föregående kapitel har ytterligare aspekter som kan påverka efterfrågan på produkter nämnts. I detta kapitel redovisas viktiga aktörers syn på systemen och dessutom förs en kort diskussion kring behovet av att konsumenter känner delaktighet i systemet för att få acceptans för avloppsprodukter och därigenom skapa en efterfrågan.

Osäkerheten hos konsumenter i efterfrågan grundar sig till stor del på okunskap och 'icke-delaktighet': ett kretsloppssystem utan kommunikation löper mycket stor risk att leda till efterfrågeproblem, vilket kan leda till att systemet kollapsar. Det kan givetvis finnas andra anledningar till konsumenters tveksamhet, riskaversionen kan vara motiverad av andra orsaker än okunskap. För att eliminera risker för efterfrågeproblem på grund av okunskap krävs konsumenters förståelse för sin del i kretsloppet. Konsumenter ska veta hur de ska agera för att kretsloppssystem ska kunna producera produkter av god kvalitet. De måste även ha förtroende för att alla andra konsumenter agerar på samma sätt: om inte, tappar de även förtroendet för avloppsprodukten. Det är antagligen lättare att få förtroende för ett mindre system som man kan få en överblick över, och där hushållen själva deltar både som givare av humangödsel och mottagare av avloppsprodukter. I ett större system är det större risk att hushåll antar att andra missköter sig och således förstör förtroendet för slutprodukten. I ett system där man inte personligen ingår i ett slutet kretslopp saknas direkta incitament för att agera som en god medborgare. Av dessa anledningar kan man anta att ett recirkulerande system där slutprodukten är beroende av hushållens agerande måste vara småskaligt och lokalt slutet för att en efterfrågan ska kunna skapas. Det finns dock inga vetenskapliga studier som bekräftar dessa antaganden. Man kan även resonera åt andra hållet: ett hushåll kanske inte önskar veta i detalj hur deras mat produceras, och en tydlig koppling mellan avlopp och livsmedelsproduktion kanske får motsatt effekt!

För att utröna några av dessa frågeställningar har ett par viktiga potentiella mottagare av avloppsprodukter frågats ut om denna problematik:

## LRF

Enligt LRF måste vi återföra näringsämnen för att uppnå uthållighet i jordbruket. LRF anser att det inte är bara fosfor som ska ingå i detta kretslopp, utan även övriga

näringsämnen. Kalium anses inte vara något resursproblem under överskådlig tid, och fosfor räcker i sämsta fall ett par generationer till. Svavel är det näringsämne som är mest begränsat resursmässigt (se även Balmér m. fl. 2002 för en diskussion kring den relativa knappheten av näringsämnen). För kväve är resursfrågan snarare en fråga om energikonsumtion, då kvävegödslets energiintensiva produktion gör den beroende av tillgång till billig energi. Ur denna synvinkel kan det mycket väl vara kvävegödsel som kommer att bli begränsat först av dessa näringsämnen, genom att energiråvaror blir knappa.

Slutsatsen LRF drar av ovanstående ståndpunkter är att sorterande system definitivt har sina fördelar, men det är en kostnadsfråga i dagsläget. Framtida energipriser kan dock göra att kostnadsbilden, och därmed efterfrågan på systemen, ser annorlunda ut.

Vad gäller efterfrågan på avloppsprodukter är det till stor del handelsgödsel som sätter pristaket för dessa. Det finns dock undantag. För kommuner är slamkvittblivning en alternativkostnadsfråga: deponiskatten gör att kommunen kan vara villig att till och med betala jordbrukare för att sprida slam. För lantbrukaren är det en förtroendefråga: det billigaste produktionssättet föredras, men om slam, eller andra avloppsprodukter, kan medföra att man inte får avsättning för sina produkter överhuvud taget är det lätt att inse att lantbrukaren drar sig för att använda dem på sina åkrar. LRF anser att en lösning på denna fråga kan vara att söka andra kunder för avloppsprodukter: energigrödor och annan odling som inte hamnar på matbordet gör att jordbrukaren eliminerar risken för avsättningsproblem.

Handelsgödselpriser sätter ofta pristak för avloppsprodukter, men det finns ett potentiellt viktigt undantag. KRAV-odling har svårt att få tag på näringsämnen, varför de kan betala mer än handelsgödselpris för avloppsprodukter: till exempel recirkulerat kväve kan inbringa upp till det dubbla handelsgödselpriset (16 kr/kg jämfört med 8 kr/kg). Det bör poängteras att med rådande lagstiftning finns inte denna nischmarknad: EU:s regler för ekologisk odling tillåter inte gödsling med humangödsel. (Jan Eksvärd, LRF, personlig kommunikation)

## **KRAV**

I dagsläget tillåter inte EU:s regler för kravodling gödsling med humangödsel. Svenska KRAV bedömer att det kommer att dröja ganska länge innan EU-förordningen för ekologiskt lantbruk ändras så att humanurin kan tillåtas i ekologiskt lantbruk om en sådan ändring överhuvud taget kommer. Sverige har väckt frågan vid två tillfällen och endast ett fåtal andra EU-länder ser detta som en intressant och viktig utveckling. Den svenska bedömningen har varit att humanurin är den produkt som lättast kan sorteras fram som ren och säker, i andra hand sorterat toalettavfall och i tredje hand ett kvalitetssäkrat avloppsslam med minimala mängder föroreningar.

För att det överhuvud taget ska komma i fråga för KRAV att tillåta spridning av humangödsel måste riskerna vara minimala vad avser föroreningar och hygien. Tryggheten i systemet måste vara stor med minimal risk för kontamination vid varje punkt i systemet. Tungmetallhalter får endast förekomma i låga halter, där det anses

fördelaktigt om det går att påvisa att de överensstämmer med "naturligt innehåll" och är fritt från övriga föroreningar. KRAV:s grundläggande uppfattning är att systemet ska vara säkert. Det är dock alltid svårt att med analyser fastställa risker. Det finns oändligt många kemikalier och smittämnen som kan utgöra en förorening. Farhågor har även väckts vad avser medicinrester, hormonella substanser och föroreningar från systemet, det vill säga ledningsrör, BDT-vatten, med mera. Ekologiska lantbrukare brukar trycka på att spridningsområdena bör vara begränsade för att ytmässigt minimera riskerna. (Rut Björling, KRAV, personlig kommunikation)



# Diskussion kring resurshantering

---

## Är fosfat en knapp resurs?

Det finns egentligen två anledningar att recirkulera fosfor. Dels är det resursknapphetsproblemet, dels är det övergödningens problematiken: recirkulering av fosfor leder indirekt till mindre fosforutsläpp i och med att den fosfor som går genom samhället nyttiggörs istället för att direkt (eller indirekt via deponering och utlakning) emitteras. En återföring av fosfor minskar med stor sannolikhet emissionerna från resthantering och deponier. Detta problem är en viktig drivande orsak till återföring av näringsämnen, men kommer ej vidare att diskuteras här.

Fosfatrik malm i berggrunden finns på ett begränsat antal platser, och de idag kända och lönsamma fosfatbrotten beräknas vara uttömda om mellan 150 och 300 år. Det finns dock andra fyndigheter, som antingen innehåller lägre fosfatkoncentrationer, högre föroreningshalter eller av annan orsak är mindre lönsam att bryta än dagens brott. Om priset på fosfor stiger kommer även dessa fyndigheter att bli aktuella för utvinning, vilket ytterligare ökar mängden tillgängligt fosfat. Sett ur ett uthållighetsperspektiv är det inte gångbart att utnyttja en icke förnyelsebar resurs på det sätt vi gör idag, särskilt inte som det inte finns något substitut till fosfor. Å andra sidan är det den koncentrerade fosfatmalmen som är den begränsade resursen – fosfor är ett grundämne som inte tar slut, det övergår bara till former som är mindre tillgängliga.

Det grundproblem vi ställs inför är således om det är billigare att recirkulera fosfor idag än att handskas med sämre kvalitet på resurser imorgon. Enligt ekonomisk teori löser sig resursknapphetsproblem av sig själva med ekonomiska incitament: när en resurs blir knapp stiger dess pris och alternativa resurser används istället. Om det inte finns alternativa resurser kommer problemet inte lösas av sig självt. Men även om all fosfatrik malm skulle brytas försvinner inte resursen fosfor: den övergår bara till en mindre koncentrerad form. Således finns det kanske inte substitut till fosfor, men det finns alternativa resurser till fosfatmalm, och det är lättutvunnen, oförorenad fosfatmalm som är den knappa resursen, inte fosfor i sig.

Därför finns ingen anledning att oroa sig för fosfatmalmens knapphet mer än för till exempel fossila bränslens knapphet, som generellt bedöms vara betydligt mer knappa än fosfatmalmen i världen (med undantag för kol). Dessa bränslens knapphet och miljöproblemen förknippade med deras användande kommer att tvinga fram mycket omfattande strukturella förändringar i samhället långt innan knappheten av fosfatmalm kommer att bli ett problem. Man kan motivera en strukturell förändring av vår fosforhantering om denna dessutom på så sätt blir energibesparande (framförallt när det gäller fossil energi). Ett exempel på detta skulle kunna vara separat förbränning av slam och spridning av askan på energiskog

## Är jordbruksmark en knapp resurs?

Ett annat viktigt resurshanteringsområde som bör beröras i denna diskussion är jordbruksmarken. Ett uthållighetsproblem är ackumuleringen av metaller i jordbruksmark, metaller som till viss del kommer från avloppsslam (andra betydande källor för metaller på åkermark är atmosfäriskt nedfall, stallgödsel och handelsgödsel). Det börjar även väckas frågor kring vad för effekter patogener, hormoner och läkemedelsrester som återförs med slammet till åkermark kan ha på lång sikt. Det är viktigt att komma ihåg att recirkulering inte är ett mål i sig utan ett medel för att nå en högre grad av resurssnålhet och uthållighet.

Om recirkulationen av fosfor leder till kraftigt försämrade resurshantering på andra områden, till exempel energiåtgång eller kontaminering av åkermark, är det tveksamt om den ska prioriteras. Om andra resurser glöms bort finns det stor risk för att systemet suboptimeras. Att lösa ett uthållighetsproblem, fosfor som knapp resurs, genom att byta ut det mot ett annat uthållighetsproblem, kretslopp av metaller och andra oönskade substanser i livsmedelsproduktion, kan inte vara optimalt från resurshanteringssynpunkt.

## Målrelaterad recirkulation

Kretsloppet är inte ett mål i sig utan ett medel för resurssnålhet och uthållighet. Målet med recirkulering måste vara att få fosfor och andra näringsämnen i den recirkulerade produkten att ersätta knappare jungfruliga resurser, till en rimlig ökning av annan resursförbrukning.

# Styrmedel

---

Detta avsnitt avser att utifrån en sammanvägning av resultaten av denna studie samt övriga studier i Naturvårdsverkets uppdrag "återvinning av fosfor" beskriva möjligheter att styra samhället mot en ökad fosforåterföring.

## Inledning

Delprojektet om tekniska lösningar (Balmér m. fl. 2002) undersökte sex olika system för återföring av fosfor från avlopp till jordbruk. Av dessa är klosettvattnensortering och urinsortering de system som i störst utsträckning kan återföra näringsämnen på ett sätt som uppfyller de ovan nämnda målen, om än till en hög kostnad. I de fall slam från dagens system kan uppnå de gränsvärden som kommer att gälla i framtiden kan det också bli aktuellt – det bedöms dock som mycket svårt att uppnå svartvattenkvalitet på slam utan omfattande förändringar av VA-systemets struktur. Lösningar som enbart återför fosfor anses inte vara i linje med långsiktig hållbarhet.

Målet om giftfri miljö står i konflikt med målet om näringscirkulation i dagen situation. Målet om giftfri miljö bör prioriteras på näringscirkulationens bekostnad eftersom det senare avser skillnader i kostnader (uthållighetsaspekter som inte är akuta förrän på lång sikt) och det förra avser grundläggande livsbetingelser (uthållighetsaspekter som är akuta på kortare sikt). Därför bör åtgärder och styrmedel som stimulerar en ökad cirkulation av fosfor på ett sätt som inte strider mot miljömålet giftfri miljö och dessutom inte motverkar cirkulation av andra näringsämnen än fosfor införas.

Installation av system som har en hög samlad återföring av fosfor och andra näringsämnen bör gynnas, men installationen bör, med tanke på de höga kostnaderna som beskrivs ovan, inte forceras. Huvudstrategin bör vara att under de närmaste åren satsa på att vidareutveckla näringsåterförande teknik, vari ingår att minska kostnaderna så att ett strategiskt val kan ske inom cirka 10 år. Parallellt bör arbetet med att förbättra slammets kvalitet fortsätta inom ramen för existerande avloppssystem.

Övergångslösningar, såsom utvinning av enbart fosfor, och dispenser, såsom deponering och slamförbränning, bör inte utformas så att de motverkar det långsiktiga målet. Man bör till exempel inte bygga fast sig i tekniska system som inte anses långsiktigt uthålliga. Dispenser från ovanstående principer måste tidsbegränsas. Samhällets signaler om vad som gäller på sikt måste vara tydliga.

## Tre möjliga strategier

### **Generell och relativt snabb övergång (cirka 20 år) med återvinningsmål på över 50% av alla näringsämnen**

Övergången görs likformigt i alla kommuner baserat på lagstiftning. En differentiering av nivån på återföring, baserad på bland annat tillgång på jordbruksmark i förhållande till folkmängd i regionen, skulle sannolikt uppfattas som mer rättvis än likformiga krav. Varje kommun kan åläggas att uppnå en viss kvalitet på slammet ett visst år och en ännu högre kvalitet ett senare år. Hastigheten i övergången avgörs av de krav som ställs och vilka år de ska uppfyllas. Kommunerna åläggs också att stimulera återföring av växtnäring till åkermark. Mottagandet av växtnäring bör dock förbli frivilligt och spridning måste sannolikt subventioneras (detta gäller alla tre strategier).

Kommunerna kan öka avgifterna för avloppshantering och investera i nytt system i en mindre del av kommunen varje år i en följd av år för att nå målen. Förändringar som måste vidtas i fastigheter, till exempel dubbla ledningar och källsorterande toaletter, belastar fastighetsägaren. I hyreshus antas kostnaden i sin helhet övervältras på hyresgästerna. Medborgarna betalar således i form av VA-avgifter och till en mindre del i form av boendekostnader.

Kostnaden för detta scenario blir mycket hög och nivån på merkostnaden relativt referensfallet (det vill säga ingen återföring), som varierar från kommun till kommun och beroende på vilket scenario som genomförs (här antas urinsortering, klosettvtensystem eller slamspridning med långtgående slamförbrättningsåtgärder), överstiger sannolikt 1 000 kr per person och år. Troligen blir kostnaden mycket högre än så, på grund av att ledningar i mark och fastighet kommer behöva bytas ut utan att kunna samordnas med övrig renovering. Kostnaden ökar med ökad hastighet i införande.

### **Frivillig övergång med målet att inom en 50–100-årsperiod ha 50% återföring av alla näringsämnen**

Övergången görs i olika takt i kommunerna baserat på frivillighet och statliga bidrag. Bidragens storlek kommer att avgöra takten i en övergång. Statens kostnader ökar med tidsmässig ambition. Medborgarna betalar i form av skatt. Denna strategi medför en avsevärd belastning på statsbudgeten.

Kostnaden kan bli hög eller mycket hög, mycket beroende av nivån på de statliga bidrag som införs för att stödja övergången. Det är ingen skillnad på totalkostnaderna mellan alternativ 1 och 2 (det vill säga tvingande gentemot frivillig) – det är snarare en fråga om tidsperioder och även om kostnadsbärare!

### **Fortsatt teknikutveckling med successivt ökad styrning mot ökad återföring**

Teknikutveckling i syfte att minska kostnaderna för en miljömässigt god recirkulation av näringsämnen främjas genom statliga bidrag till försöksanläggningar och annan

teknikutveckling. De totala bidragen som krävs är sannolikt avsevärt mycket mindre än de kostnader som följer en storskalig implementering av icke färdigutvecklad teknik. Problemet är de stora investeringar som måste göras senare, samt att återföringen inte sker förrän på lång sikt. Eventuellt måste även övergångslösningar genomföras.

Om teknikutvecklingen, till exempel avseende installering av dubbla rörsystem, lyckas kraftigt minska kostnader, kommer kostnaden av en övergång i framtiden att vara avsevärt lägre än om en fullskalig övergång påbörjas omedelbart.

Detta alternativ ses som det mer realistiska av de tre strategierna med hänvisning till de höga kostnaderna för de två andra strategierna. Denna strategi kan kombineras med ett relativt långsamt genomförande av strategi 1 eller 2.

## Legislativa styrmedel

Lagstiftning, inklusive påföljd för överträdelser, avseende hushållens tillförsel av oönskade ämnen till avloppen bör ses över för att slamspridning åter ska kunna vara aktuellt. Dessutom bör krav på hygienisering av slam före spridning införas. Gränsvärden för maximal koncentration av metaller och organiska ämnen i slam och för högsta tillåtna tillförsel till åkermark bör skärpas för att öka acceptansen. Eventuellt bör lagstiftning utvecklas med avseende på kommuners ansvar för och möjligheter att bättre kontrollera inblandning av dagvatten och industriavlopp. Ett kvalitetssäkringssystem för slam bör upprättas.

Det är viktigt att de tillstånd som ges, till exempel förbränning av slam och användning på ”icke-livsmedelsproducerande mark”, är tidsbegränsade så att de inte bidrar till inlåsning i långsiktigt oönskad teknik. Detta gäller även undantag från deponeringsförbudet. På sikt bör endast system som på ett miljömässigt acceptabelt sätt återför växtnäring till livsmedelsproduktion gynnas eller tillåtas. Övriga avloppssystem bör ses som övergångslösningar och ”permanentning” av dessa bör motverkas.

Lagstiftningen bör utformas så att det finns en flexibilitet och utrymme för anpassningar till lokalt specifika villkor. Skillnader mellan olika skalnivåer (till exempel tätortsstorlek), tillgång till åkermark inom rimligt avstånd, klimat och markens nuvarande kontaminering skiljer sig påtagligt över landet.

Krav bör införas på kommunerna att upprätta avloppsplaner för att ge förutsättningar för en långsiktig planering av avloppshantering och växtnäringläckage. Statistik över slammets innehåll av ämnen för vilka det finns gränsvärden bör också föras i varje kommun.

## Ekonomiska styrmedel

Statliga bidrag bör utgå till teknikutveckling och fullskaliga försöksanläggningar. Detta bör gälla exempelvis system för separat klosett- och urinsortering, slambehandling, ”konventionell” teknik och andra tekniker för näringsämnes-cirkulation. Syftet är att utveckla tekniken och att minska kostnaderna.

När den långsiktiga strategin klarlagts bör subventioner för systemomställningar införas. Det kan gälla investeringar i anläggningar, avloppssystem, fastigheter, men även informationskampanjer för att minska föroreningar från hushåll eller öka acceptansen för slam eller andra produkter på åkermark.

På kort sikt bör förbränning av slam tillåtas men tillstånden bör omprövas efter cirka 10 år. Avgifter på slamförbränning kan införas om så bedöms lämpligt om 5-10 år. Det viktiga är att den långsiktiga strategin hela tiden följs även i de ekonomiska incitamenten.

Införande av avgift på fosfor skulle öka marknadspriset, minska efterfrågan (användningen) och stimulera hushållning med fosfor i jordbruket. Det har dock i tidigare studier visat sig att den kortsiktiga priselasticiteten på handelsgödsel är relativt låg (-0,2), varför en avgift endast i mindre utsträckning skulle stimulera återföring av fosfor från avloppssystemet. På längre sikt är det möjligt att priselasticiteten närmar sig -1. Det samlade resultatet skulle dock bli att uttaget av råfosfat minskar, även om storleksordningen på minskningen är osäker. En avgift på fosforanvändning (och eventuellt även andra näringsmedel) skulle dessutom öka incitamenten till resurssnålhet med andra fosforinnehållande restprodukter, till exempel stallgödsel, matavfall och vissa gruvslagprodukter.

Om nationella återföringsmål införs på fosfor och andra näringsämnen som tillförs avloppssystemet bör det vara tillåtet att handla återföringskvoter mellan kommuner. På så sätt sjunker totalkostnaden för systemet, eftersom återföringen kan ske i de kommuner som har bäst möjligheter.

## Forskning och utveckling

Information till allmänheten om hur avloppssystemen fungerar och betydelsen av cirkulation av näringsämnen kan vara ett viktigt bidrag till att mindre mängd oönskade ämnen tillförs avloppen och att därmed förutsättningarna ökar för att fosforprodukterna från avlopp uppnår en acceptabel kvalitet. Sådan information kan också medföra en ökad acceptans för att fosfor från avlopp används vid produktion av livsmedel. Det behövs även insatser inom forskning och utveckling av kemisk riskanalys för att kunna rikta insatser mot de viktigaste områdena.

Det finns fortfarande ett stort behov av att utveckla återföringsmetoder, både tekniskt och kostnadsfritt. En utveckling som kraftigt skulle förbättra konkurrenskraften för fosforextraherande metoder vore om de även skulle kunna extrahera andra näringsämnen.

## Övrigt

Pågående arbete med IPP och kemikaliestrategi gynnar utvecklingen mot renare avlopp. Även påverkan direkt till allmänheten om effekter av olika livsstilar kan vara viktigt. Ett nettoinflöde av substanser i teknosfären leder förr eller senare till ett utlopp av desamma. Att minska inflödet av till exempel kadmium och kvivksilver till samhället leder på lång sikt till ökade möjligheter att få ett rent avlopp.

Sverige bör internationellt verka för att betona betydelsen av fosfor som knapp resurs och understödja utvecklandet av en internationell strategi. I det ingår även åtgärder mot spridning av kadmium som är länkat till fosforflöden. Speciellt bör Sverige verka för att fosforprodukter från avlopp av acceptabel kvalitet ska godkännas inom EU för användning som gödselmedel i ekologisk produktion.

## Slutsatser

---

Än en gång bör belysas att det kan vara vanskligt att jämföra kostnaden för slamspridning med övriga scenarier, eftersom de kostnader som presenteras inte räcker för att uppnå ett rent slam. Kostnaderna för slamspridningsalternativet är baserade på ett slam producerat vid ett verk där endast hushåll och verksamheter såsom skolor, affärer och kontor är anslutna. Kostnaden för att uppnå detta tillstånd är okänd, men mest troligt mycket hög.

Sett till totalkostnader är urin- och klosettavvattning dyrare än övriga återanvändningstekniker i denna analys. Stora kostnadsreduktioner kommer att krävas för dessa system om de ska hamna på samma kostnadsnivå som övriga tekniker. Totalkostnaderna för övriga system är i samma storleksordning, då skillnaderna mellan dessa ligger inom felmarginalen för den här typen av kalkyler.

Miljövärderingsmetoderna ger olika resultat men rangordningen mellan de olika återanvändningsteknikerna förändras inte beroende av vilken av värderingsmetoderna som används. Urin- och klosettavvattningarna är fortfarande mycket dyrare än övriga tekniker.

Urin- och klosettavvattningssystemen är dyrare än övriga alternativ också om man räknar ut kostnad per kg återförd fosfor. För alla system gäller dock att merkostnaden per kg återförd fosfor vida överstiger det marknadsmässiga priset på cirka 10 kr/kg. Om kostnaderna för systemen sätts i relation till återföring av näringsämnen fosfor, kväve, kalium och svavel förändras dock bilden drastiskt, eftersom de sorterande systemen i detta fall hamnar i samma storleksordning som de fosforextraherande systemen. Detta visar att om återföring av fler närsalter än fosfor från avlopp till jordbruk är ett krav blir dessa system mer rimliga kostnadsjämfört. Slamanvändning i jordbruk hamnar i denna jämförelse på negativa kostnader per kilo återfört näringsämne, eftersom detta system i kalkylerna är billigare än referensscenariot. Dock bör noteras att i detta pris ingår inte de förbättringar som krävs för att uppnå den slamkvalitet som används i beräkningarna.

En osäkerhet i denna studie är det faktum att beprövad teknik jämförs med obeprövad teknik. Kostnader för obeprövad teknik kan påverkas kraftigt både i positiv och negativ riktning beroende på faktorer såsom teknikutveckling och genomförbarhet i stor skala. Slamkvaliteten som använts i systemstudien har varit högre än den genomsnittliga svenska slamkvaliteten. Kostnader för att uppnå denna kvalitetshöjning ingår inte i kostnadsberäkningarna. Detta medför ytterligare en osäkerhet i beräkningarna.

En viktig slutsats är att om fler näringsämnen än fosfor är viktiga från resurssynpunkt finns det en stor risk för suboptimering om man ensidigt inriktar sig på fosforåterföring.



# Källor

---

Balmér P, Book K, Hultman B, Jönsson H, Kärrman E, Levlin E, Palm O, Schönning C, Seger A, Stark K, Söderberg H, Tideström H, Åberg H (2002): **System för återanvändning av fosfor ur avlopp** – utkast till Naturvårdsverksrapport

Bergström P (1998): **Odling på organogen jord och dess antropogena växthuseffekt: en ekonomisk analys** – Rapport 118, Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för ekonomi, Uppsala

Brattberg G, Carlsson Reich M, Eriksson T, Kärrman E, Jönsson H, Pettersson O (red) (2001): **Kretslopp efter slamstopp** – SLU Kontakt 13, Uppsala

ECON (1995): **Miljokostnader knyttet til ulike typer avfall** – ECON-rapport 338/95, ECON Energi, Norge

Johansson J (1999): **A monetary valuation weighting method for life cycle assessment based on environmental taxes and fees** – examensarbete 1999:15, institutionen för systemekologi, Stockholms universitet

Palm O, Jönsson H, Malmén L (2001): **Robusta, uthålliga små avloppssystem – inledande kunskapsammanställning** – JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala, ISSN 1401-4963

SCB, 1999: **Statistiska meddelanden Mi 22 SM 9901. Utsläpp till vatten och slamproduktion 1998**

SOU 2001:2, 2001: **Effektiv användning av naturresurser, betänkande av resurseffektivitetsutredningen**, Statens offentliga utredningar

Steen B (1999): **A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS) Version 2000** – CPM report 1999:5, Chalmers

Sundqvist J-O, Baky A, Björklund A, Carlsson M, Eriksson O, Frostell B, Granath J, Thyselius L (1999): **Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi** – IVL-rapport B 1380

## Personliga kommunikationer

Jan Eksvärd, LRF, telefonsamtal 2002-02-18

Lund, Niklas, Lantmännen Uppsala, telefonsamtal 2002-02-18

Ola Palm, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, e-postväxling februari 2002

Peter Balmér, Svenskt Vatten, e-postväxling februari 2002

Rut Björling, KRAV, e-post 2002-03-06

RAPPORT 5222 PDF

*Samhällsekonomisk  
analys av system för  
återanvändning av fosfor  
ur avlopp*

MISTRA-programmet Urban Water, tillsammans med ytterligare forskare och konsulter, har på uppdrag från Naturvårdsverket tagit fram underlagsmaterial kring möjliga framtida systemlösningar för återföring av fosfor ur avlopp. Systemen finns beskrivna i "System för återanvändning av fosfor ur avlopp" (NV rapport 5221).

Denna rapport är ett diskussionsunderlag, om företags- och samhälls-ekonomiska konsekvenser av de olika systemen att öka cirkulationen av näringsämnen, främst fosfor. Rapporten utgör ett underlag i Naturvårdsverkets arbete med att utreda frågorna om miljö- och hälsoskydds krav för avloppsslam och dess användning samt om återföring av fosfor. Naturvårdsverket har utrett dessa frågor på uppdrag av regeringen och resultatet redovisas i december 2002.

ISBN 91-620-5222-5. pdf  
ISSN 0282-7298

**NATURVÅRDSVERKET**