

Vurdering af muligheder og begrænsninger for recirkulering af næringsstoffer fra by til land

Vurdering af muligheder og begrænsninger for recirkulering af næringsstoffer fra by til land

Simon Wrisberg¹, Ann Marie Eilersen², Susanne Balslev
Nielsen³, Kåre Clemmesen, Mogens Henze² og Jakob Magid¹

Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole¹,
Institut for Jordbrugsvidenskab

Danmarks Tekniske Universitet²
Institut for Miljø & Ressourcer

Danmarks Tekniske Universitet³
Institut for Byg-DTU

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

Forord	
Sammenfatning og konklusioner	
Summary and conclusions	
1 INDLEDNING	19
2 NÆRINGSSTOFFPOTENTIALE	21
2.1 POTENTIALET PR. PERSON	21
2.2 POTENTIALET I FORSKELLIGE BOLIGTYPER	24
2.3 OPSAMLING OG ANVENDELSE AF NÆRINGSSTOFFER I BOLIGTYPERNE	28
2.4 BYGØDNINGS POTENTIALET I AMTERNE	29
2.5 POTENTIALET PÅ LANDSPLAN	32
3 KVALITET AF HUMAN URIN FRA SORTERENDE TOILETTER	35
3.1 BESKRIVELSE AF UDVALGTE PROJEKTER	35
3.2 MIKROBIOLOGISKE UNDERSØGELSER	36
3.3 MEDICINRESTER OG ØSTROGENER	37
3.4 NÆRINGSSTOFFER, TUNGMETALLER OG MILJØFREMMEDE STOFFER	38
3.5 KONKLUSION	40
4 HÅNDTERINGSSYSTEMER	43
4.1 INTRODUKTION	43
4.2 INDELING I KOMPONENTER, PROCES- OG SYSTEMDIAGRAMMER	43
4.3 UDVALGTE TEKNOLOGIER.....	44
4.4 SYSTEMDIAGRAMMER.....	45
4.5 SYSTEMDIAGRAMMER FOR ETABLERET BEBYGGELSE	47
4.6 SYSTEMDIAGRAMMER FOR NYBYGGERI	64
5 VURDERING AF HÅNDTERINGSSYSTEMER I FORHOLD TIL 5 BOLIGTYPER	77
5.1 FORMÅLET MED VURDERINGEN.....	77
5.2 VURDERINGSGRUNDLAG	77
5.3 SAMMENLIGNENDE VURDERING AF SYSTEMER	77
5.4 AREALKRAV TIL TEKNOLOGIER.....	83
5.5 PRIORITERING AF LØSNINGER FOR DE ENKELTE BOLIGTYPER	85
6 METODE TIL VALG AF HÅNDTERINGSSYSTEMER	95
6.1 KARAKTERISERING AF BOLIGMASSEN	95
6.2 FASTLÆGGELSE AF AFFALDSPRODUKTIONEN	95
6.3 BOLIGTYPERNES FORDELING I BOLIGOMRÅDER	96
6.4 GRUPPERING AF BOLIGOMRÅDERNE.....	96
6.5 IDENTIFICERING AF HÅNDTERINGSSYSTEMER	97
6.6 VALG AF HÅNDTERINGSSYSTEMER	98
6.7 TILPASNING AF SYSTEMERNE I FORHOLD TIL HINANDEN	98
6.8 KONSEKVENSER AF OMSTILLING	98
7 VALG AF SYSTEMER TIL HILLERØD BY	99
7.1 KARAKTERISERING AF BOLIGMASSEN I HILLERØD	99
7.2 FASTLÆGGELSE AF AFFALDSPRODUKTIONEN	100
7.3 BOLIGTYPERNES FORDELING.....	100
7.4 GRUPPERING AF BOLIGTYPER.....	101
7.5 IDENTIFICERING AF HÅNDTERINGSSYSTEMER TIL BOLIGGRUPPERINGERNE.....	103
7.6 VALG AF HÅNDTERINGSSYSTEMER FOR BOLIGGRUPPERINGERNE	106
7.7 TILPASNING AF SYSTEMERNE I FORHOLD TIL HINANDEN	107
7.8 KONSEKVENSER AF OMSTILLING	109

8	MULIGHEDER OG BARRIERER FOR IMPLEMENTERING	113
8.1	MINI-DIALOGVÆRKSTED OM BARRIERER FOR RECIRKULERING	113
8.2	DIALOGVÆRKSTED OM RECIRKULERING AF NÆRINGSSTOFFER	114
8.3	AFSLUTTENDE KOMMENTARER OM MULIGHEDER OG BARRIERER FOR IMPLEMENTERING.....	117
9	SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING	119
9.1	INTRODUKTION	119
9.2	DEN SAMFUNDSØKONOMISKE VURDERINGSMETODE.....	120
9.3	FORHOLD SOM IKKE INDGÅR I DEN SAMFUNDSØKONOMISKE VURDERING	122
9.4	PRINCIPPERNE BAG DE SAMFUNDSØKONOMISKE REGNESTYKKER	123
9.5	FORHOLD SOM KAN PÅVIRKE REGNESTYKKERNES RESULTAT.....	127
9.6	SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF DE ENKELTE LØSNINGER	129
10	DISKUSION.....	139
11	KONKLUSION.....	142
	REFERENCER.....	143

- Bilag 1 Beregning af bygødningspotentialet i amterne**
- Bilag 2 Procesdiagrammer**
- Bilag 3 Konsekvenser af reduktioner i affaldsmængder**
- Bilag 4 Modificerede systemer for Hillerød**
- Bilag 5 Miljøfremmede stoffer**

Forord

Formålet med dette arbejde har været at vurdere muligheder og begrænsninger for recirkulering af næringsstoffer fra by til land. Undersøgelsen er finansieret af Miljøstyrelsen under aktionsplanen til fremme af økologisk byfornyelse og spildevands rensning. Udover denne rapport er der blevet udarbejdet en rapport med titlen ”Mikrobiologisk undersøgelser af lagret urin fra separationstoiletter” forfattet af Anders Dalsgaard og Inge Tarnow.

Følgende har undervejs rådgivet projektet:

Mogens Kaasgaard, Miljøstyrelsen
Linda Bagge, Miljøstyrelsen
Per Vagn Hansen, Embedslægeinstitutionen for Storstrøms Amt
Søren Dyck Madsen, Det Økologiske Råd
Anneke Stubsgaard, VKI

Vi skylder dem mange tak for den tid og omtanke vi har nydt godt af fra vores rådgivere.

Desuden vil vi takke vore kolleger Anders Dalsgaard og Inge Tarnow, Institut for Veterinær Mikrobiologi, KVL, for væsentlige bidrag og diskussioner under projektets gennemførelse.

Forfattere af afsnit og kapitler i rapporten er:

Simon Wrisberg	Kap 2, 4, 5, 6, 7 og 10
Ann Marie Eilersen	Kap 2, 4, 5, 6 og 7.
Susanne Balslev Nielsen	Kap. 2.2, 7.2 og 8
Kåre Clemmensen	Kap. 9
Mogens Henze	Kap. 4, 10, 11,
Jakob Magid	Kap. 1, 3, 10, 11

Rapporten bedes citeret som følger:

Wrisberg S.; Eilersen A. M., Nielsen S.B., Clemmesen K., Henze M. og Magid J. (2001) Vurdering af muligheder og begrænsninger for recirkulering af næringsstoffer fra husholdninger fra by til land. Miljøprojekt/ Aktionsplanen for økologisk omstilling og spildevandsrensning. Miljøstyrelsen.

Sammenfattende artikel

Nye håndteringssystemer for spildevand og organisk affald.

I projektet er 14 systemer til håndtering af spildevand og organisk køkkenaffald beskrevet og vurderet. Der er udviklet en metode til udvælgelse af systemer for boligområderne i en by. Metoden er afprøvet på Hillerød by, hvor der blev valgt 4 håndteringssystemer. Ved at anvende de 4 systemer i Hillerød i stedet for det eksisterende system kan der opnås en energigevinst svarende til det årlige energiforbrug i næsten 900 husholdninger. De indsamlede næringsstoffer kan dække gødningsforbruget på 451 hektar landbrugsjord. Den årlige udgift til de nye systemer er blot 17 % større end udgiften til det eksisterende system.

Fra spildevand til gødning

For 100 år siden blev latrin fra byerne indsamlet og solgt til landbruget, hvilket de bynære landbrugs drift var baseret på. I begyndelsen af 1900 tallet blev der etableret kloaksystemer og installeret vandskylende toiletter. Næringsstofferne fra byen blev ledt ud i de indre danske farvande, hvorved kredsløbet mellem by og land blev brudt. For at undgå uhygiejnisk forhold på strandene og forringelse af badevandet blev kloakudløbene forlænget. I løbet af 1960'erne viste det sig at udledningerne havde konsekvenser for havmiljøet, og der blev etableret renseanlæg der ad flere omgange er blevet udbygget. Rensning af spildevand medfører at der bliver produceret store mængder slam. Kravene til indeholdet af miljøfremmede stoffer i slam er de senere år blevet skærpet. De skærpede krav har medført, at en mindre del af slammet kan anvendes til jordbrugsformål.

I dag varetages alt spildevandshåndtering udelukkende af kloaksystemet og renseanlægget. Dette projektets formål har været at opstille og vurdere systemer der kan medvirke til at næringsstofferne igen kan tilbageføres til landbruget, så der genetableres et kredsløb mellem by og land. De teknologier, der er blevet vurderet, er primært teknologier hvor toiletaffald og organisk køkkenaffald opsamles separat for at undgå forurening af næringsstofferne med miljøfremmede stoffer. I tidligere, primært svenske, undersøgelser er der fokuseret meget på opsamling af human urin, som repræsenterer den mest næringsholdige og sundhedsmæssigt mindst komplicerede fraktion. I rapporten beskrives håndteringen af alt spildevandet fra husholdningen samt det organiske køkkenaffald. Dette er gjort for at systemerne kan sammenlignes med det eksisterende spildevandshåndteringssystem og for også at vurdere de mere problematiske næringsstoffraktioner. Ved valget af systemerne er der ikke taget hensyn til om de behandlede affaldsprodukter opfylder den gældende lovgivning.

Beskrivelse af håndteringssystemerne.

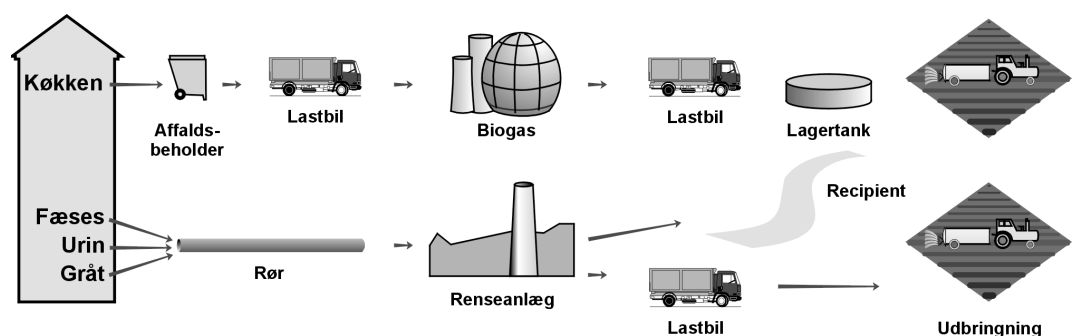
Ved beskrivelsen af de 14 systemløsninger i rapporten er der valgt kendte gennemprøvede teknologier. Sammensætninger af de enkelte teknologier er dog ikke i alle tilfælde afprøvet. Løsningerne er valgt ud fra en forudsætning om at projektmedarbejderne selv var villige til at leve med dem. Af de 14 systemer er 8 tilsluttet kloaksystem og renseanlæg, mens de resterende 6 fungerer uden tilslutning til konventionelt renseanlæg. Systemer med tilslutning til renseanlæg er opbygget med henblik på implementering i eksisterende byggeri. De resterende, der er mere pladskrævende, er beskrevet med henblik på nybyggeri. Hvert system er beskrevet kvantitativt med hensyn til økonomi, energiforbrug og den mængde næringsstoffer der kan recirkuleres. Derudover er 8 andre parametre beskrevet kvalitativt bl.a.

driftssikkerhed, vedligeholdelse og robusthed. De 14 systemer er i en multikriterie vurdering vægtet i forhold til hinanden og vurderet i forhold til seks boligtyper. På baggrund af vægningen og de enkelte boligtypers udendørs areal er der foretaget en anbefaling af systemer til de enkelte boligtyper. For at projektet kan anvendes generelt, er der i rapporten beskrevet en metode, til hvordan der kan vælges systemer til boligtyperne i en by. I det følgende er dette eksemplificeret med Hillerød.

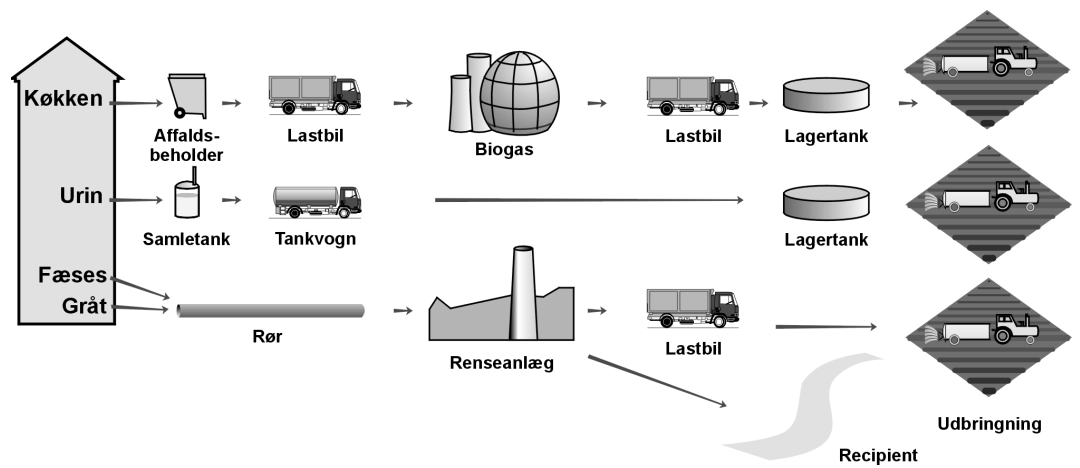
Valg af systemer til Hillerød

Ved valg af håndteringssystemer for en given by skal der tages hensyn til de lokale forhold. For at kunne vælge håndteringssystemer skal boligmassen karakteriseres, affalds-mængden skal fastlægges og det skal kortlægges hvordan boligtyperne fordeler sig i den pågældende by. Det endelige systemvalg foretages på baggrund af boligtypernes karakteristika, og de vurderinger af håndteringssystemerne der er foretaget i rapporten. Metoden er her anvendt på Hillerød by med et indbyggertal på 26.818 personer. Hillerød blev opdelt i 9 boligområder, med hver deres sammensætning af boligtyper. Til hvert af disse områder blev valgt det håndteringssystem, der blev vurderet som det bedste i forhold til boligtypen. Der blev valgt fire håndteringssystemer til de ni boligområder. Systemerne blev optimeret i forhold til hinanden, ved at køkkenaffald der skulle have været centralt eller lokalt komposteret i de oprindelige systemer i stedet blev bioforgasset. I Hillerød er system 1 (se figur 1) valgt til boligområder der udelukkende består af boligtypen tæt bykerne. Dette system blev valgt, da der i tæt bykerne ikke er tilstrækkelig med plads til at implementere systemer med f.eks. opsamling af urin eller fækaler i tanke. Dertil kom at det ville være problematisk at få adgang med en tankbil til urin transport. System 2 blev valgt til boligområder sammensat af boligtyperne villaer, rækkehuse, lejligheder og tæt bykerne. I disse boligområder var der tilstrækkeligt med plads til tanke og til lokal anvendelse af køkkenaffald. Det blev dog valgt at anvende køkkenaffaldet i biogasanlægget, da biogaspotentialet i køkkenaffald er stort. Der blev ikke valgt opsamling af fækaler i tanke på grund af de forholdsvis mange etageejendomme i boligområdet. Opsamling af fækaler i tanke antages her at foregå ved brug af vakuumtoiletter, som på grund af støj vil være en gene i etageejendomme. System 3 er valgt til boligområder med boligtyperne rækkehuse og villaer. Opsamling af fækaler i tanke antages her ligeledes at foregå ved brug af vakuumtoiletter. Disse kan anvendes her, da der er tale om enfamiliehuse. System 4 er i Hillerød valgt til kolonihaver, da disse ikke er kloakeret. Kolonihaverne er den eneste boligtype hvor alle næringsstofferne kan anvendes på egen grund, da der er et tilstrækkeligt stort areal. Generelt kan det konkluderes at jo tættere på bymidten man kommer des færre systemer er anvendelige, da der er mindre plads til opsamlingsteknologierne.

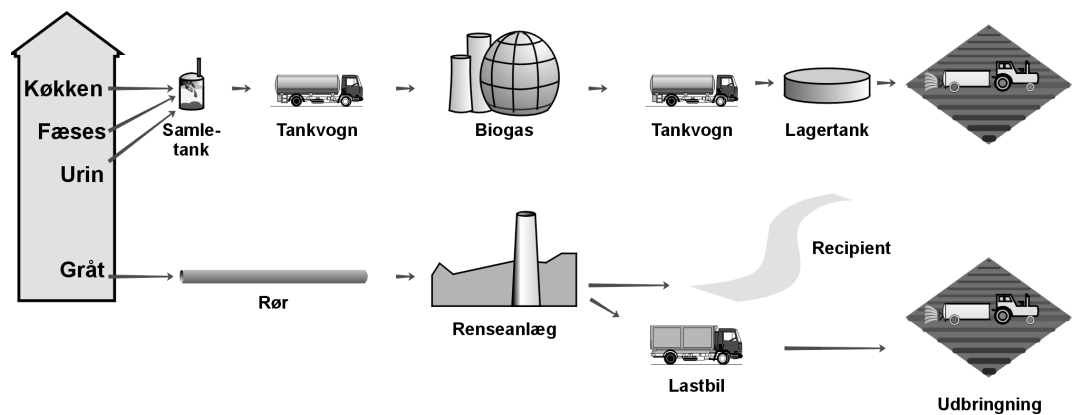
Figur 1



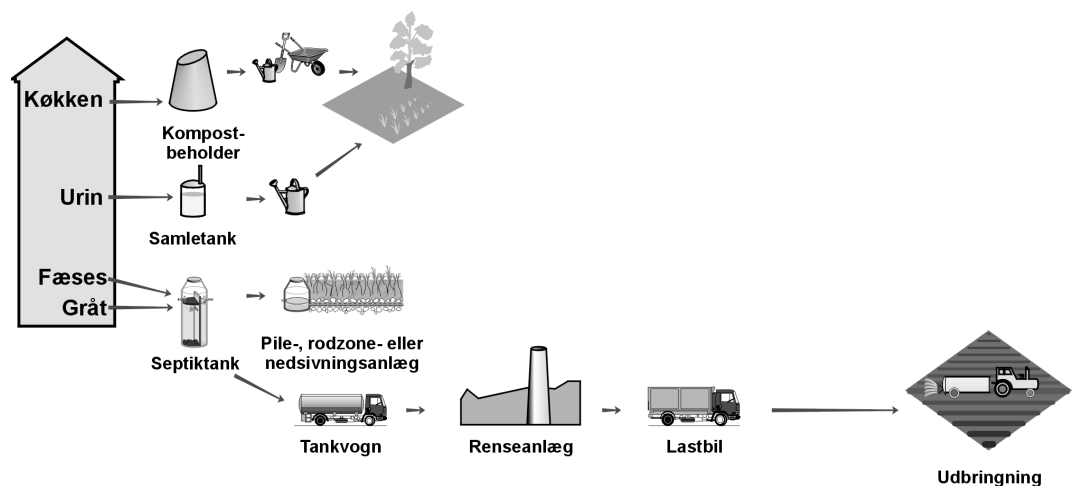
System 1: Bioforgasning af fast organisk køkkenaffald. Urin, fækaler og gråt spildevand ledes til konventionelt renseanlæg.



System 2: Bioforgasning af fast organisk køkkenaffald. Urin opsamles separat, mens fækalier og gråt spildevand ledes til konventionelt renselanlæg.



System 3: Bioforgasning af køkkenaffald, fækalier og urin mens gråt spildevand ledes til konventionelt renselanlæg.



System 4: Kompostering af organisk køkkenaffald og fækalier lokalt. Urin opsamles separat, mens gråt spildevand nedslives.

Lidt dyrere men mere bæredygtigt håndteringssystem.

For at kunne anskueliggøre konsekvenserne af systemvalget er de fire systemer, der er valgt til Hillerød by, blevet sammenlignet med et reference system. Som reference er valgt et system hvor det organiske køkkenaffald komposteres centralt og spildevandet ledes til et konventionelt renselanlæg. Referencesystemet repræsenterer et håndteringssystem der anvendes i flere byer i dag. De valgte systemer er sammenlignet med referencesystemet med

hensyn til økonomi, energiforbrug og recirkuleringspotentiale pr. person /år. Af tabel 1 fremgår det, at der er en energigevinst ved de 4 valgte systemer, mens der er et energiforbrug i referencesystemet. System 4, der er valgt til kolonihaver, og system 1, der er valgt til tætbykerne, er lidt billigere end referencesystemet, mens system 2 og 3 er dyrere. Alle de fire valgte systemer er, med hensyn til recirkuleringspotentiale, mere effektive når man ser på kvælstof. Med hensyn til fosfor og kalium er der ikke de store forskelle.

Tabel 1 Sammenligning af energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale pr. person /år. For de fire valgte systemer og referencesystemet. Et negativt energiforbrug skal opfattes som en energigevinst.

	Enhed	System 1	System 2	System 3	System 4	Reference-systemet
Energiforbrug	KWh	-103	-129	-118	-28	7,27
Økonomi:						
Udgift/år	Kr.	2192	2794	2843	2127	2.263
Nutidsværdi	Kr.	29.188	35.353	35.462	25.323	29.999
Recirkulerings-potentiale:	kg N	1,14	2,53	3,21	2,19	0,85
	kg P	0,58	0,57	0,53	0,54	0,57
	kg K	0,19	0,66	0,84	0,81	0,20

I tabel 2 er referencesystemet sammenlignet med de 4 valgte systemer for Hillerød. Energiforbruget for referencesystemet svarer til et årligt elforbrug for 53 danske boliger. I de valgte systemer svarer den samlede energi gevinst, til det årlige elforbrug for 896 danske boliger. De årlige udgifter for de 4 valgte systemer vil dog blive 17% højere end for reference systemet. I referencesystemet kan der opsamles næringsstoffer, der kan dække gødningsforbruget på 152 hektar landbrugsjord, forudsat at slammet er rent nok. I de valgte systemer opsamles næringsstofferne som afgasset masse fra biogasanlæg, separat opsamlet urin og slam fra renseanlæg. De indsamlede næringsstoffer kan dække gødningsforbruget på 451 hektar landbrugsjord hvilket er 12 % af Hillerød kommunes landbrugsareal.

Tabel 2 Sammenligning af referencesystemet med de fire valgte systemer for 26.818 personer i Hillerød by

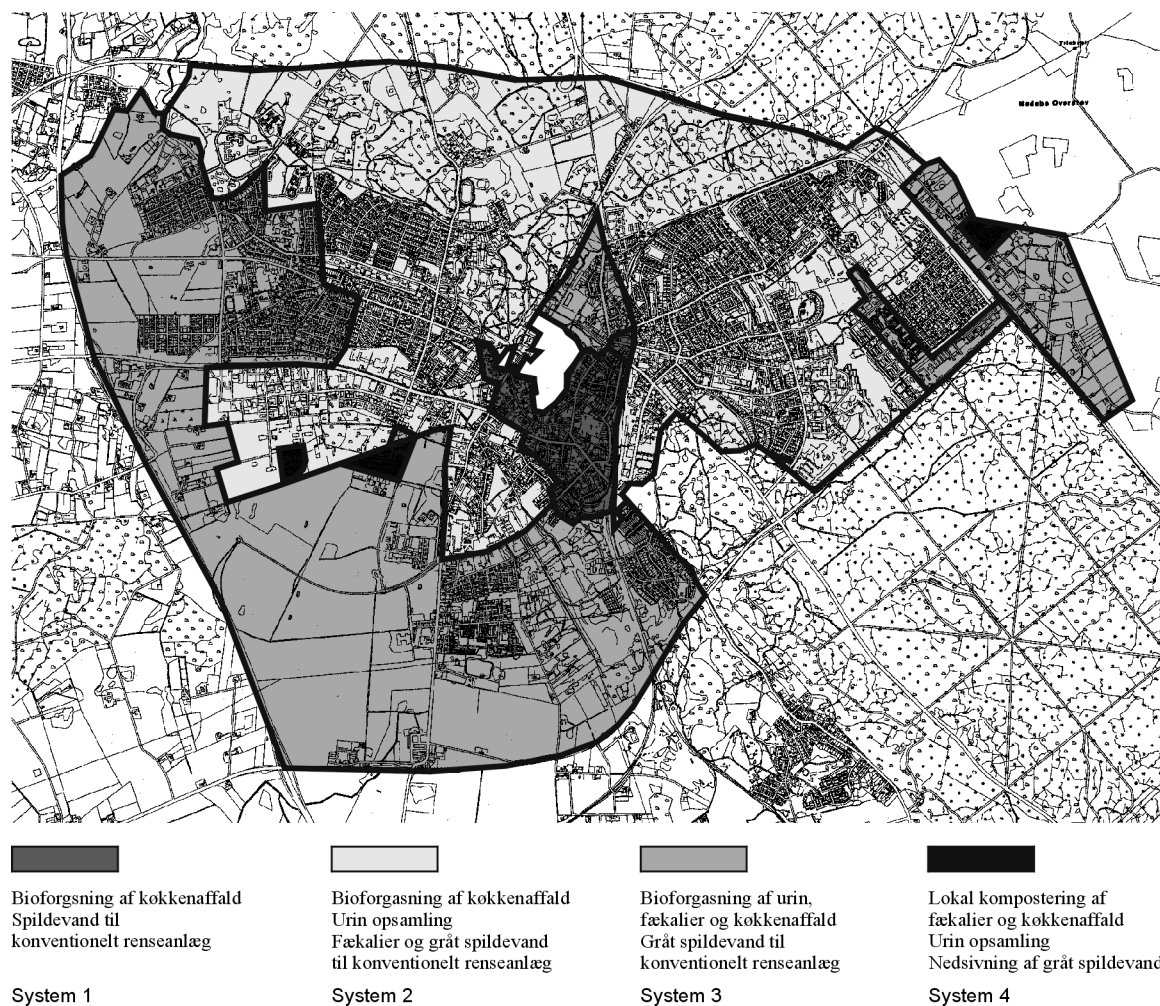
	Enhed	Reference-systemet	De fire valgte systemer
Energiforbrug	KWh	194.966	- 3.269.601
Økonomi:			
Udgift/år	Kr.	60.689.134	73.146.305
Nutidsværdi	Kr.	804.513.182	889.559.569
Recirkulerings-potentiale:	Kg N	22.795	67.702
	kg P	15.286	15.065
	kg K	5.363	17.526

Det nuværende spildevandshåndteringssystem har sin udformning på baggrund af en række historiske årsager som beskrevet i indledningen. Kloaksystemet og senere renseanlæggene er blevet udbygget efterhånden som der opstod problemer med udledningen og der blev udviklet ny teknik. De investeringer der er foretaget skal afskrives men ved renovering og nybyggeri er det vigtigt at undersøge alternative muligheder. På længere sigt vil de nye håndteringssystemer være mere bæredygtige end den nuværende teknologi, da de i højere grad lever op til de målsom samfundet bør stille til spildevandshåndteringen. Ved at anvende den i rapporten beskrevne metode, er det muligt at vælge håndteringssystemer der øger recirkulering af organisk affald. Da metoden tager hensyn til hvilke boligtyper der er i de pågældende

byer eller bydele, vil der ikke blive valgt ét enkelt håndteringssystem, men en række af systemer som kan fungere både sideløbende og sammen.

Næringstofpotentiale og kvalitet af human urin

I forbindelse med projektet blev der indsamlet urin, der er blevet undersøgt for en række mikrobiologiske parametre, næringsstoffer samt miljøfremmede stoffer. Urinen blev indsamlet fra 4 forskellige boligtyper, hvor der var installeret urinsorterende toiletter. Undersøgelsen viste at anvendelse af kildesorteret urin som gødning i landbruget kan ske på samme betingelser som for spildevandsslam.



Figur 2. De valgte systemers beliggenhed i Hillerød

Summarising paper

New handling systems for domestic wastewater and organic waste.

Abstract

In this project 14 handling systems for domestic wastewater and organic kitchen waste has been described and evaluated. A method for choosing systems for different housing areas in a city has been developed. The method has been used for Hillerød city, where four handling systems were chosen. There are several advantages by using the four systems instead of the already existing sewer system. The energy surplus is the same as the energy consumption for 900 households, the nutrient collected within the system is enough to fertilise 451 hectare of agricultural field. Even though the yearly costs are only 17 percent higher than in the existing system.

Closing the loop.

In the beginning of the last century, night soil from the cities was sold to the farmers. The agriculture in the peri urban areas was often based on this kind of fertiliser. The entry of the water closet and the sewers broke the circulation of nutrient from the cities to the agricultural field. To prevent unhygienic conditions on the bathing beach the waste water pipe was therefore extended. In the 1960's it emerged that the discharges were harmful for the marine environment and wastewater treatment plants were built. However the wastewater treatment resulted in a huge sludge production. The increased requirements for lower contents of environmental hazard compounds in sludge have caused that less sludge can be used as fertiliser. The sewer system and the wastewater treatment plant today manage all wastewater treatment. The purpose of this project was to set up and evaluate handling systems that could contribute to return nutrients to agricultural areas in order to close the nutrient cycle between urban and rural areas. The evaluated technologies were primarily technologies, which collect the toilet and kitchen waste separately to avoid pollution with environmental hazard compounds. The collecting of human urine has been in focus in previous projects because it is rich in nutrients and is not complicated to use because of hygienic restrictions. All the wastewater types from the household are described in this report as well the handling of the organic kitchen waste. This has been done since it should be possible to compare the described system with the existing wastewater handling system. The described systems have not been chosen according to whether it is legal or not to use the treated waste products in agriculture.

Description of the handling systems.

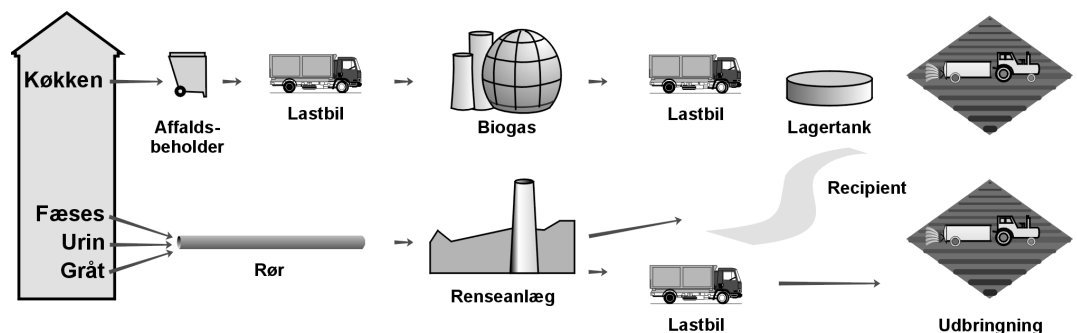
There were chosen well-known technologies in the description of the 14 systems in the report. Although the composition of the different technologies were not tested for all the systems. The technologies were chosen from a prerequisite that the participants in the project were willing to live with the systems. Eight of the 14 systems are connected to the sewers while the rest of the systems are working without connection to the sewer. The systems that are connected to the sewer system are constructed in preparation for implementing in existing cities. The remaining six systems which are more space demanding are described in preparation for establishing of new buildings. The systems are quantitatively described concerning economy, energy consumption and the amount of nutrients, which are collected and can be recycled. Eight other parameters are described qualitatively among others reliability, maintenance and sturdiness. In a multi-criteria analysis the 14 systems are evaluated in proportion to each other and to six housing types. For the six housing types there has been

made recommendations of systems in the light of outdoor area and the evaluation. The project describes a method to choose systems for townships in a city, which makes the results useful for other cities than the case city in this report. Below the method is used on the case city Hillerød.

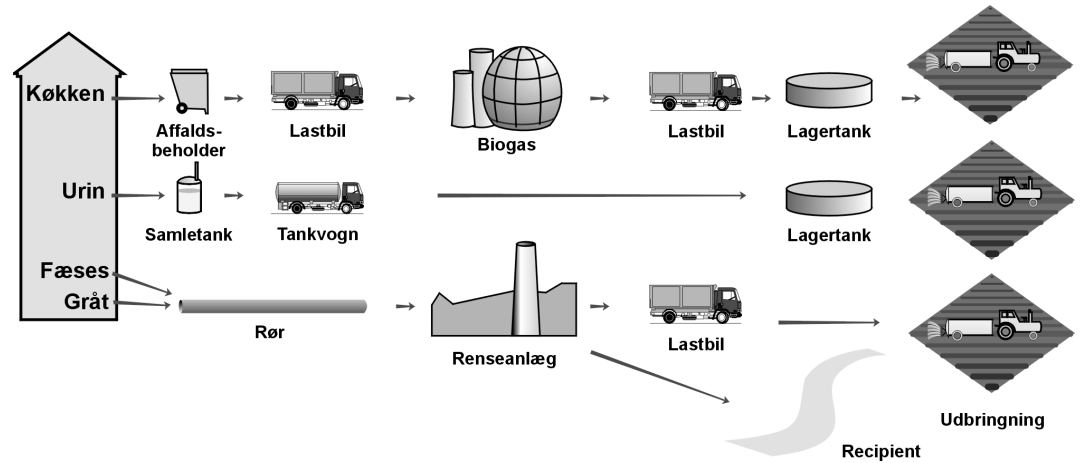
Selected systems for Hillerød

When choosing a system for a city there is a necessity to consider the local conditions. Before choosing the systems the housing types must be characterised, the amount of waste estimated and the housing type situation must be mapped. The evaluation of the systems and the housing types in the city will define the kind of systems there will be chosen. The method used on Hillerød City where the number of inhabitants is 26.818 persons. Before choosing the system Hillerød was divided in to nine housing areas, with different kind of housing. For each area there were chosen a handling system, which were considered the best regarding the housing type. Four handling systems were chosen for the nine areas. In Hillerød system one (se figure 1) is chosen for housing in the centre of the town. The system was chosen because there where not space enough for implementing systems with separate urine or faeces collection. It would also be difficult to collect urine with a truck in the narrow streets. System number 2 was chosen for housing areas with self-contained houses, row houses, apartments, and for house in the rim of the centre. In these areas there were enough space for collecting tanks and for local use of organic kitchen waste. Even though the kitchen waste was used for a biogas plant because there is a big potential of energy in the waste. It was decided not to collect faeces because of the many apartment houses in the area. In our scenaria collecting of faeces implies use of vacuum toilets, and the noise from these toilets would be annoying in apartment houses. System number 3 are chosen for housing areas with row houses and self-contained houses. Collecting of faeces is possible here because it is houses with only one family. System number 4 are chosen for allotments, because they are not provided with sewers. The allotments are the only kind of housing where it is possible to use all the waste products locally because the ground here is big enough. A general conclusion is that the closer to the town centre the fever systems can be used because there are more limited space for the collecting technologies.

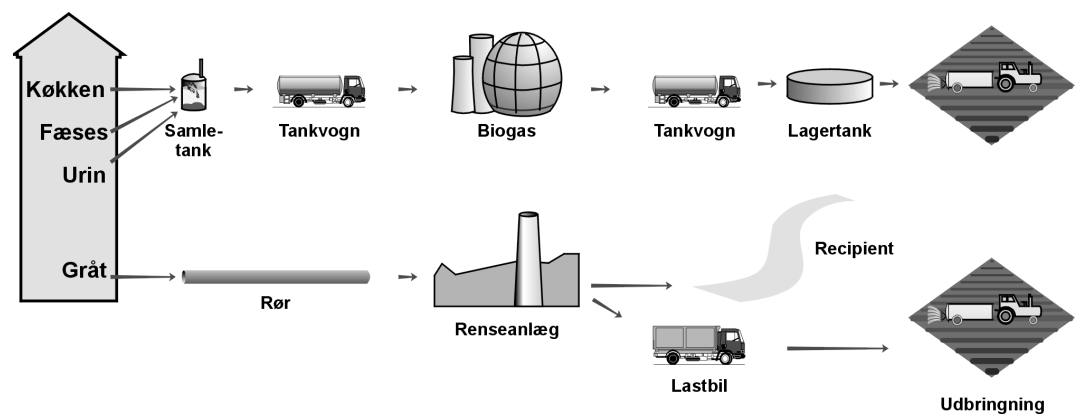
Figure 1



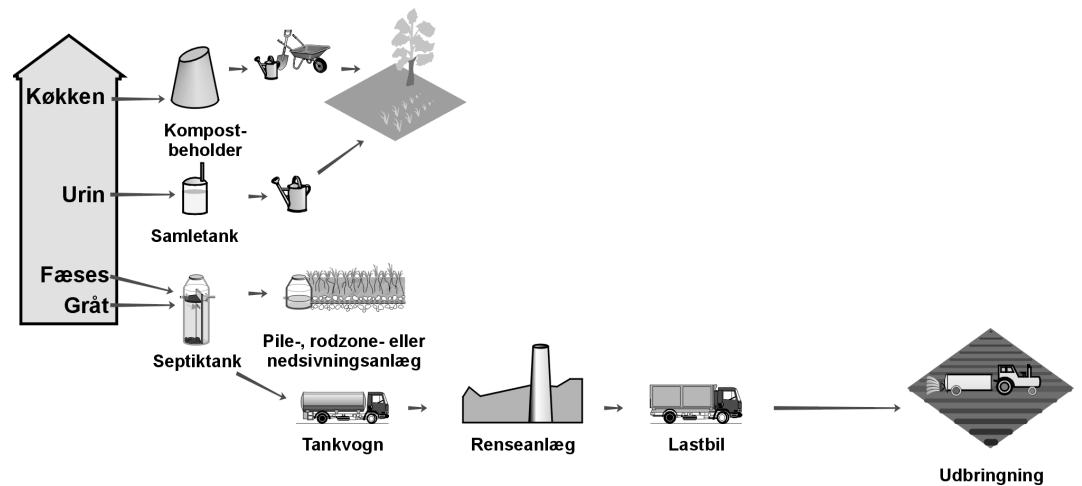
System 1: Kitchen waste is treated in a biogas plant. Urine faeces and grey water are treated in a wastewater plant.



System 2: Kitchen waste is treated in a biogas plant. Urine are collected separately, faeces and grey water are treated on a wastewater plant.



System 3: Kitchen, faeces and urine are treated in a biogas plant, grey water is treated on a wastewater plant



System 4: Kitchen waste and faeces are composted. Urine is collected while grey water is infiltrated into soil.

Consequence of the system change

The 4 chosen systems for Hillerød are compared with a reference system. As reference system are chosen a system where the organic kitchen waste are composted in a central place while the waste water are cleaned in a conventional waste water treatment plant. The reference system represents a system, which are used in many cities today. The chosen systems are compared with the reference system according to economy, energy

consumption and the amount of nutrients collected. Comparing the energy consumption in the four chosen systems with the reference system (table 1) shows that there is an energy gain by choosing the four systems and an energy consumption by choosing the reference system. System number 4, chosen for allotments and system number 1 chosen for the town centre are a bit cheaper than the reference system, while system 2 and 3 are a little more expensive. All the chosen systems are more effective regarding recycling of nitrogen. In recycling potassium and phosphorus there is no big difference.

Table 1 Comparison of energy consumption, economy and recycling potential person /year. For the four chosen systems and the reference system. A negative energy consumption are an energy surplus.

	Unit	System 1	System 2	System 3	System 4	Reference-system
Energy consumption	KWh	-103	-129	-118	-28	7,27
Economy:						
Expense /year	Kr.	2192	2794	2843	2127	2.263
Present value	Kr.	29.188	35.353	35.462	25.323	29.999
Recycling potentials:	kg N	1,14	2,53	3,21	2,19	0,85
	kg P	0,58	0,57	0,53	0,54	0,57
	kg K	0,19	0,66	0,84	0,81	0,20

In table 2 are the reference system compared with the four chosen systems for Hillerød. The energy consumption for the reference system are corresponding to the electricity consumption in 53 Danish households per year. For the chosen system the energy surplus is corresponding to the yearly electricity consumption in 896 Danish households. The annually costs for the 4 chosen systems are 17 % higher than for the reference system. The accumulated nutrients in the reference system is enough for fertilising 152 hectare of agricultural field, provided that the sludge is clean enough. In the chosen systems the nutrients are collected as sludge from biogasdigester, human urine and sludge from the waste water plant. The nutrients collected is enough for fertilising 451 hectare of agricultural field, corresponding to 12 % of Hillerød municipality's area.

Table 2 Comparison of the reference system with the four chosen systems for 26.818 persons in Hillerød city

	Unit	Reference-system	The four chosen systems
Energy consumption	kWh	194.966	- 3.269.601
Economy:			
Expense /year	Kr.	60.689.134	73.146.305
Nutidsværdi	Kr.	804.513.182	889.559.569
Recycling potentials:	Kg N	22.795	67.702
	kg P	15.286	15.065
	kg K	5.363	17.526

As described in the introduction the existing wastewater treatment system is formed by a row of historical incidences. The sewer system and later on the wastewater treatment plants has been extended gradually as the problems occurred. The investments that have been done in the existing system must be depreciated but when renovating and building new houses it is important to investigate alternative options. In the long run the new handling systems are more sustainable than the existing technology because they meet the demand that the societies are putting forward. Using the method described in

the project report it is possible to chose systems that will increase the recycling of organic waste. There will not only be chosen one system, because the method consider the housing type, but a number of handling systems that can work in parallel or together.

Other results

In relation to the project there were collected urine that was investigated for microbiological parameters, nutrients and environmental hazard compounds. The urine was collected from urine source separating toilets from 4 different housing types. The examination showed that use of human urine at least could be used under the same conditions as sludge from wastewater.

1 Indledning

Det er grundlæggende enkelt og rimeligt, at fremtidens byer skal have så meget styr på stofskiftet at næringsstofferne og det organiske stof kan recirkuleres uden at udgøre en risiko for omgivelserne. Byerne skal på lang sigt leve med deres omgivelser uden at skade dem. Tankegangen indenfor byplanlægning, byøkologi og forvaltning skal udvides til også at omfatte forståelse og ansvar for byernes stofskifte, og et samarbejde med de bynære jordbrug der kan hjælpe med til at aftage bygødninger.

Nutidens by skaffer sig af med meget affald i kloakken hvor mange kemiske stoffer blandes sammen. Før i tiden blev spildevandet pumpet direkte ud i de nærliggende søer, fjorde og havet. En del af næringsstofferne og de organiske stoffer fjernes fra spildevandet inden det udledes. I de kommende år står Danmark over for at skulle renovere kloakker, som repræsenterer en nyværdi på mere end 100 mia. kr. Der bruges i øvrigt milliardbeløb årligt på at rense spildevandet for næringsstoffer som herved går til spilde.

Hvis man vil bruge spildevandsslammet som gødning, kan det være et problem at det indeholder en række uønskede stoffer og mikroorganismer. Samtidig mangler mange af de vigtige næringsstoffer. Slammet er derfor kun til dels egnet til at blive bragt tilbage til den dyrkede jord. I 'fremtidens by' er det formodentlig muligt at indrette håndteringen af affald sådan at en u hensigtsmæssig sammenblanding af affaldsstrømme undgås. Herved kan behovet for at fjerne næringsstoffer fra spildevandet falde bort.

Myndighederne har de seneste år kunnet konstatere at tilbageførslen af affaldsstoffer til jordbruget p.g.a. landmænds modvilje mod spildevandsslam er blevet vanskeligere trods en betydelig indsats for at fremme den. Dette har medført at lokale myndigheder må betale landmænd for at aftage slam fra rensningsanlæg. I år 2000 blev der indført skærpede krav til indholdet af udvalgte miljøfremmede stoffer i spildevandsslam, hvilket forventes at føre til en halvering af de slammængder der kan bruges jordbrugsmæssigt (Wejding 1998). Byens stofkredsløb bliver derfor i praksis spaltet væk fra landjordens kredsløb, hvilket på længere sigt vil hindre en økologisk forsvarlig samfundsudvikling.

Det er i dette lys at nærværende projekt er blevet til. Ved sin gennemførelse vil projektet være en del af en større strategi, der skal styrke den danske ressource og vidensbase vedrørende håndtering af byaffald, under samtidig hensyntagen til såvel folkesundhed som recirkuleringen af næringsstoffer og organisk stof.

Projektets mål er med udgangspunkt i den jordbrugs-, teknisk-, sundheds- og samfunds faglige vidensbase at vurdere muligheder og begrænsninger for recirkulering af næringsstoffer fra by til land, med henblik på etablering af byer med .

I rapporten er der beskrevet 14 systemer til recirkulering af næringsstoffer fra by til land. Nogle af systemerne anvendes i dag til håndtering af spildevand og køkkenaffald, mens andre endnu ikke anvendes i Danmark. Ved valget af systemerne er der ikke taget hensyn til om de behandlede affaldsprodukter opfylder den gældende lovgivning, da det er et teoretisk projekt der vurderer potentialerne for genanvendelse. Da lovgivningen i dag er indrettet med henblik på konventionel spildevandshåndtering og ikke

specifikt på alternativ spildevandshåndtering, bør det - i takt med udviklingen af de alternative løsninger - vurderes om den eksisterende lovgivning er hensigtsmæssig. Her tænkes især på regler for anvendelse af separat opsamlet urin og komposterede fækalier. Ved etablering af nye teknologier henvises til lovgivningen for anvendelsen og bortskaffelse af behandlede affaldsprodukter.

Ved etablering af nye teknologier bør følgende lovgivning konsulteres: Bekendtgørelse om anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål bekendtgørelse nr 49 af 20 januar 2000.

Bekendtgørelse om ikke erhvervsmæssigt dyrehold, uhygiejniske forhold m.m., Miljøministeriet s bekendtgørelse nr. 366 af 10 maj 1992.

Bekendtgørelse nr. 501 af 21. juni 1999 om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4, særligt krav til opsamling m.m.

De 14 systemer der er beskrevet er sammenstykket af kendte komponenter, der vurderes at kunne leve op til minimums krav m.h.t. sundhed, komfort, økonomi, driftsikkerhed m.m. Komponenterne er valgt ud fra en ingeniørmæssig vurdering af at de ville kunne fungere og accepteres i samfundet i dag. Der er både valgt løsninger med lokal og central håndtering af affaldsprodukter.

2 Næringsstofpotentiale

På mange måder fungerer samfundets håndtering af spildevand og fast affald overordentligt godt. De fleste danskere tænker slet ikke over hvordan systemerne fungerer og de kan slet ikke forestille sig at det kan være anderledes. Men der er miljømæssige ulemper ved de eksisterende systemer. En ulempe er, at næringsstoffer som kvælstof og kalium, tabes fra de endelige affaldsprodukter ved den nuværende håndtering. En anden ulempe er tilstedeværelsen af stoffer i spildevandsslammet som man ikke ønsker at bringe ud på marken.

Hvis samfundet i fremtiden skal håndtere organiske affaldsstoffer på en måde, således at disse ikke længere har status af affald men ressourcer, er der behov for at undersøge hvilket potentiale der er for indsamling af næringsstofferne og hvordan det kan gøres.

Rapporten fokuserer på næringsstoffer i spildevand, fra toiletter og køkkener, og på fast organisk husholdningsaffald dvs. organisk køkkenaffald.

I det følgende vil potentialet pr. person, potentialet i boligtyperne, potentialet regionalt og potentialet på landsplan blive opgjort.

2.1 Potentialet pr. person

I det følgende gennemgås de standardmængder af affaldsprodukter der produceres i husholdningerne pr. person. Disse udgør en del af datagrundlaget for beregningerne af de lokale, regionale og nationale næringsstof potentialer.

De affaldsformer der medtages er fast organisk køkkenaffald og husholdningers spildevand. Spildevandet omfatter toiletspildevand også kaldet sort spildevand, urindelen heraf kaldes gult spildevand, derudover er der det grå spildevand fra køkken, bad og vask. Spildevand fra bad og vask kaldes desuden lysegråt spildevand.

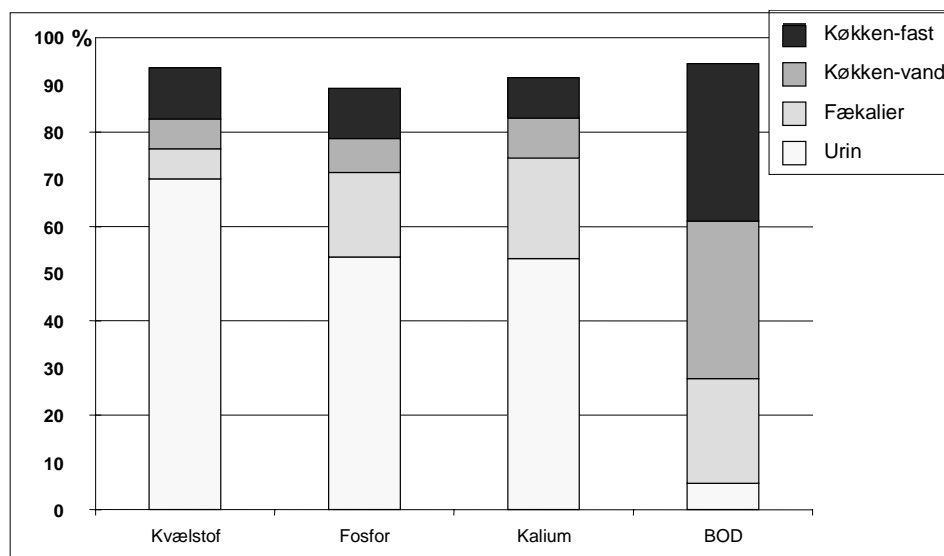
I tabel 2.1.1 er angivet den daglige mængde af næringsstoffer produceret pr. person. De næringsstoffer der er medtaget i tabellen, er de tre makronæringsstoffer kvælstof, fosfor og kalium der anvendes i jordbruget, samt mængden af organisk stof målt som COD og BOD. Desuden er vægten i tørstof og vådvægt angivet. I tabellen er affaldsmængderne opdelt efter produktionskilden i husholdningen.

Af tabellen ses det at næringsstofferne N, P og K hovedsageligt findes i urin og fækalier, mens det organiske stof findes i køkkenaffaldet og i fækalier. Sammenligner man BOD og COD værdierne for køkkenaffaldet ses det at, størsteparten af det organiske stof i det vandbårne køkkenaffald er letomsætteligt, mens størsteparten af det organiske stof i det faste affald omsættes langsommere. De affaldsprodukter der vil være de mest interessante ud fra et recirkuleringssynspunkt er urin, fækalier og fast organisk køkkenaffald. Det grå spildevand er af marginal interesse.

Tabel 2.1.1 Affaldsmængder fra husholdninger opdelt på kilder, g/(person dag) og kg/(person år).

Stof	Totalt	Fysiologisk		Køkken		Vask
		Fækalie	Urin	Vand	Fast	Og bad
g/(person-dag)						
Tør vægt	235	35	60	40	80	20
Vådvægt	1.990	200	1.200	315	240	21
COD	220	60	15	45	90	10
BOD	90	20	5	30	30	5
Nitrogen	15,7	1	11	1	1,7	1
Fosfor	2,8	0,5	1,5	0,2	0,3	0,3
Kalium	4,7	1	2,5	0,4	0,4	0,4
kg/(person-år)						
Tør vægt	86	13	22	15	29	7,3
Vådvægt	725	75	440	115	87	7,5
COD	80	22	5,5	16	33	3,7
BOD	33	7,3	1,8	11	11	1,8
Nitrogen	6	0,37	4,0	0,37	0,62	0,37
Fosfor	1	0,18	0,55	0,07	0,11	0,11
Kalium	2	0,37	0,91	0,15	0,15	0,15

(baseret på data fra : Dahi (1990); Henze (1998); Miljøstyrelsen (1993); Miljøstyrelsen (1994); Miljøstyrelsen (1997); Naturvårdsverket (1995)).

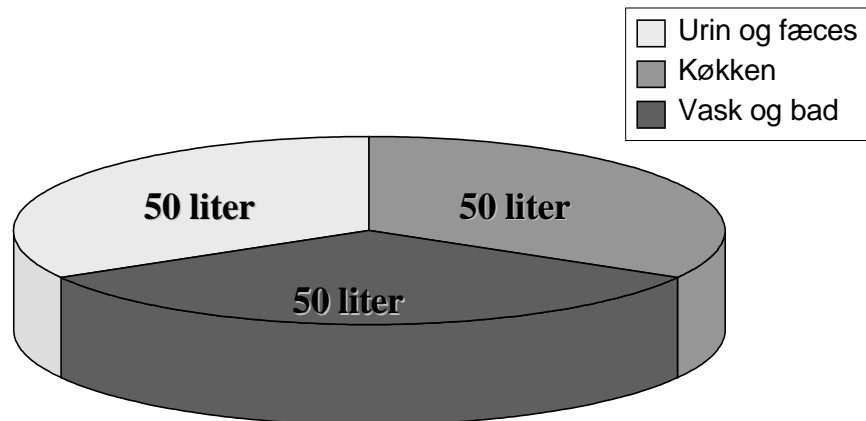


Figur 2.1.1 Bidraget af N, P, K og BOD fra urin, fækalier og fast og vandbåren køkkenaffald i procent af det totale bidrag fra en husholdning.

I figur 2.1.1 er vist bidraget af N, P, K og BOD fra urin, fækalier og fast og vandbåren køkkenaffald i procent af det totale bidrag fra en husholdning. Her fremgår det tydeligt at hovedandelen af N,P og K findes i urinen, mens det organiske stof findes i køkkenaffaldet og fækalier. Fra et recirkulering synspunkt er man således interesseret i urin som en kilde til N, P og K, og køkkenaffald og fækalier som kilde til organisk stof.

Når disse affaldsprodukter skal håndteres med henblik på senere genanvendelse, er man desuden interesseret i hvor stort et volumen der skal

transporteres og behandles. Hvor fortyndede bliver stofferne af vandværksvand, og er der mulighed for at mindske fortyndingen ?



Figur 2.1.2 forbrug af vandværksvand for en person fordelt på kilder i husholdningen pr. døgn, (Henze, 1997).

Vandforbruget i en husholdning ligger på omkring 150 liter i døgnet pr. person. Af figur 2.1.2 ses at forbruget fordeler sig med en tredjedel på bad og vask, en tredjedel for køkken, mens den sidste tredjedel af vandforbruget anvendes til toiletskyl. Det vandbårne affald fortyndes op i meget store mængder vandværksvand, således at det samlede volumen, der skal håndteres, er betydeligt større end volumen af affaldsprodukt alene. Fast affald fra køkkenet kan enten håndteres lokalt eller transporteres bort fra kilden med lastbil.

I tabel 2.1.2 er vægte og volumener af de enkelte affaldsprodukter angivet, sammen med det volumen af vandværksvand der anvendes til håndtering af disse produkter. Der er et tydeligt behov for at reducere vandmængden til transport af toiletaffald. Af hensyn til miljøet og vandressourcen vil det være oplagt at reducere vandforbruget til skyl for urin, og måske også for fækalier. Et reduceret vandforbrug vil desuden forbedre økonomien og fjerne fysiske begrænsninger for recirkulering af N, P og K fra by til land.

Tabel 2.1.2 Typiske vægte, volumen, vandforbrug, massefylde, volumenvægt, vandindhold og luftindhold i affaldsprodukter fra husholdninger.

Stof	Enhed	Totalt	Fysiologisk		Køkken		Vask og bad
			Fækalier	Urin	Vandbåren	Fast	
Vådvægt	kg/(p.år)	725	75	440	115	87	7,5
TS	"	86	13	22	15	29	7,3
Volumen af ressource excl. Vandforsyningsvand	liter/(p.år)	793	75	430	150	130	7,5
Vandforbrug	"	54750	7300	10950	18250	0	18250
Totalt volumen	"	55543	7375	11380	18400	130	18258
Massefylde af selve materialet uden vandværksvand	kg/liter		1	1,02	1,2	1,2	1
Volumen pr. vægtenhed	liter/ kg		1	0,98	1,3	1,5	1
% Vandindhold i vådt tørstof			83	95	87	67	3
% Luftindhold i den endelige ressource			~0	0	0	55	0

Data er genereret på baggrund af følgende kilder: Christensen og Jacobsen (1998); Christensen og Tønning (1998); Dahi (1990); Dahlhammar (1997); Eilersen et al. (1998); Henze (1997); Miljøstyrelsen (1993); Miljøstyrelsen (1994); Miljøstyrelsen (1997); Naturvårdsverket (1995); Sandström (1999); Sonessen og Jönsson (1996); Sørensen (1999).

2.2 Potentialet i forskellige boligtyper

På det lokale niveau afhænger potentialet for recirkulering af næringsstoffer bl.a. af antallet af beboere og boligområdets fysiske indretning, derfor arbejdes der i det følgende med forskellige typer af boliger. De valgte boligtyper er:

- **Tæt bykerne:** Etageejendomme i tæt bybebyggelse
- **Åben bykerne:** Ældre huse i 1-2 etager i tæt bybebyggelse
- **Lejligheder:** etageejendomme med omkringliggende friarealer
- **Rækkehuse:** tæt-lav bebyggelse i 1-2 etager
- **Villaer:** fritliggende boliger
- **Kolonihaver:** fritliggende boliger, primært fritidsbebyggelse

Ovennævnte boligtyper er valgt med henblik på at de hver især har særlige betingelser for valg af teknologi, at de tilsammen er repræsentative for den danske boligmasse og at der er tilgængelige oplysninger om de valgte boligtyper.

Parametre til vurdering af recirkuleringspotentialer

For at fastlægge den gødningsmængde der potentielt kan indsamles pr. bolig i de pågældende boligtyper, og muligheden for implementering af alternative teknologier må en række forhold belyses:

Forhold som har betydning for mængden af næringsstoffer der er til stede:

- Antal af beboere
- Opholdstid i boligen
- Beboernes kost og toiletvaner

Forhold som har betydning for etablering af indsamlingssystem, opbevaring og evt. behandling:

- Ejerform
- Antal etager i bebyggelsen
- Boligens størrelse og indretning
- Matriklens størrelse
- Arealer med bygninger eller faste belægnings
- Afstand til aftagere af bygødning

Forhold som har betydning for mulighederne for lokal genanvendelse:

- Arealer med vegetation
- Det lokale gødningsbehov
- Anvendelsen af friarealer

Dertil kommer en række holdningsmæssige og økonomiske forhold, der har betydning for om recirkulering af næringsstoffer vurderes at være en god ide for samfundet generelt. Disse forhold behandles ikke i dette kapitel. I stedet henvises til resultaterne fra dialogværkstedet, som er refereret i kapitel 8.

I den følgende beskrivelse af boligtyperne er karakteriseringen begrænset til den gennemsnitlige:

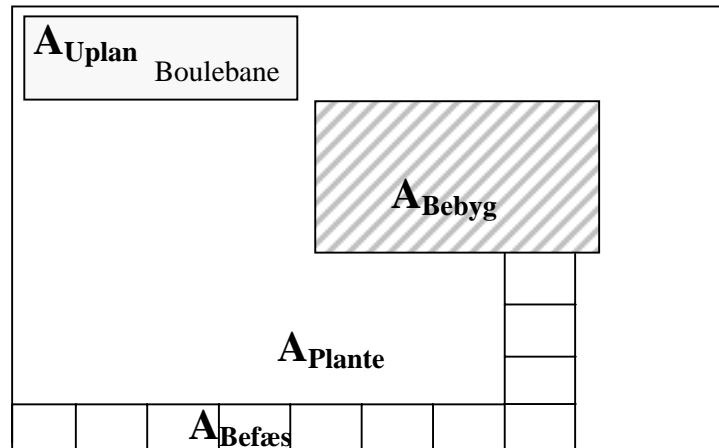
1. antal beboere
2. opholdstid i boligen
3. antal etager
4. bebyggelsesprocent
5. matrikelareal pr. person
6. bebygget areal pr. person
7. ubebygget areal pr. person
8. vegetationsbærende areal i procent

9. vegetationsbærende areal pr. person

Disse parametre anses som de væsentligste inden for rammerne for dette projekt.

Definitioner

For at lette forståelsen af de enkelte betegnelser for arealer m.m. anvendes følgende symboler og definitioner:



A_M = matrikkelareal

A_{Bebyg} = bebygget areal

A_{Ubebyg} = ubebyggede areal

$A_{Befæs}$ = befæstet areal

$A_{Ubefæs}$ = ubefæstet areal

A_{Plante} = plantedækket areal (ubefæstet)

$A_{Uplante}$ = ikke plantedækket areal (ubefæstet)

$A_{Ubefæs} = A_{Plante} + A_{Uplante}$

$A_M = A_{Bebyg} + A_{Ubebyg} = A_{Bebyg} + A_{Befæs} + A_{Ubefæs}$

Øvrige definitioner:

P = plantedækket areal i procent af matrikkel areal

E = gennemsnitlig antal etager

B = bebyggelses procent

n = antal beboere i husstanden

Uddybning af de valgte parametre

Karakteriseringen af de 6 boligtyper bygger på forenkling af en typologi med 11 bebyggelsestyper udviklet af Gitte Marling og Mary Ann Knudstrup til beskrivelse af bymiljøindikatorer (Marling og Knudstrup, 1998). Desuden er anvendt supplerende litteratur ((Jönsson et al. 1998), (Persson et al. 1999), (Eiris et al. 1999), (Bygningsreglementet, 1995), (Andersen, 2000) og (Linde, 2000).

Antal beboere i husstanden.

Antallet af beboere i en bebyggelse har betydning for produktionen af næringsstoffer til recirkulering. Da antallet af beboere er forskellig og varierer over tid anvendes et gennemsnitstal, n. Det gennemsnitlige antal beboere skønnes på baggrund af (Marling og Knudstrup, 1998). Da Marling og Knudstrups typologi ikke rummer oplysninger for

kolonihavebebyggelser, anvendes en undersøgelse af 42 kolonihaver i Ballerup Kommune, der er udført af Eiris et al. (1999).

Opholdstid i boligen

Hvor meget bygødning der produceres i en bolig afhænger af beboernes toiletvaner samt hvornår og hvor længe beboerne opholder sig i boligen.

Marling og Knudstrup (1998) skønner procentdelen af voksne beboere der er hjemme i dagtimerne. Tallene skønnes på baggrund af husstandstype (børn/voksne), aldersfordeling og beskæftigelsesforhold. Andelen af voksne der er hjemme i dagtimerne varierer fra 34%-63%. Disse tal kan ikke bruges direkte til at bestemme hvor lang tid beboerne opholder sig i deres bolig, da tallene kun inkluderer de voksnes opholdstid i hjemmet og ikke børns opholdstid. Håkan Jönsson et al. (1998) har registreret opholdstiden i boligen i deres målinger på to urinseparerende toiletsystemer i to svenske økobyer. Her var beboerne i gennemsnit hjemme hhv. 14 og 16 timer pr. dag eller 58-67% af døgnet. Resultaterne fra undersøgelsen kan ikke siges at være generelt gældende, idet der er tale om såkaldte økologiske bebyggelser, hvor der er en relativ høj andel af børn og hjemmegående voksne.

I denne rapport skønnes det at beboerne i gennemsnit opholder sig i hjemmet 337 dage om året, og at de i disse dage i gennemsnit er hjemme i 13 timer pr. døgn. Dette anses at gælde uanset hvilken type helårsbolig der er tale om. Er der derimod tale om kolonihaver, antages det at beboerne opholder sig 16 timer i døgnet i boligen i de ca. 90 dage kolonihaven anvendes.

Anvendelsen af boligen som sommerbolig eller som helårsbolig har væsentlig betydning for opsamlingspotentialet. Af de bytyper som er relevante for dette projekt er det kun kolonihaverne som ikke har helårsstatus. I denne rapport antager vi, at de anvendes 90 dage/år i 16 timer/døgn.

Antal etager, E.

Antallet af etager i en boligbebyggelse har betydning for design af opsamlingsystemet og derfor indgår denne oplysning i karakteriseringen af bebyggelserne. Marling og Knudstrup (1998) angiver etagehøjden for alle bebyggelsestyper på nær kolonihaveboliger, som bygges i én etage.

Matrikelareal pr. person, A_M/n .

Matrikelarealet er udtryk for hvor stort et areal, der udgøres af en bebyggelses grundareal og udearealer.

Bebyggelsesprocent, B.

Bebyggelsesprocenten er udtryk for tætheden af et boligområde. Dette har betydning for etablering af nye anlæg samt for arealer til lokal udnyttelse af bygødningen.

Ved bebyggelsesprocenten forstås etagearealets procentvise andel af matrikelarealet. $B = A_{\text{bebyg}} \cdot E / A_M$ En bebyggelses etageareal beregnes ved sammenlægning af bruttoarealerne af samtlige etager, herunder kældre og udnyttelige tagetager. For bebyggelser fra før 1977 medregnes vejstykker ofte som del af matrikelarealet (Bygningsreglementet 1995).

Marling og Knudstrup (1998) har skønnet en gennemsnitlig bebyggelsesprocent for hhv. tæt bykerne, åben bykerne, lejligheder i periferi, rækkehuse og villaer. For kolonihaver skønnes at bebyggelsesprocenten er 10% på baggrund af oplysninger fra Hillerød Kommune (Andersen 2000).

Bebygget areal pr. person, A_{bebyg}/n .

Det bebyggede areal beregnes på baggrund af bebyggelsesprocenten, matrikelarealet, antal beboere og antal etager.

Ubebygget areal pr. person, A_{ubebyg}/n .

Det ubebyggede areal er udtryk for hvor stor en del af matriklen der er friholdt for bygninger. Arealet beregnes som forskellen mellem matrikelarealet og det bebyggede areal.

Plantedækket areal pr. person, $A_{\text{plante}} = (A_M \times P/100)/n$.

For at skønne det lokale potentiale for udnyttelse af næringsstofferne vurderes hvor stor en andel af en matrikel, der er plantedækket areal. Persson et al (1999) har kortlagt de vegetationsbærende arealer i bymæssig bebyggelse. Ved hjælp af orthofotos og GIS skønner de, at boligområder generelt har et plantedækket areal på 55% og bykerneområder har et på 10%. Til dimensionering af aflledningssystemer til regnvand eller regnvand og spildevand anvendes begrebet befæstelsesgrad. Befæstelsesgraden er udtryk for hvor stor en del af arealet, hvorfra der afledes regnvand til kloaksystemet. befæstede areal er tage, veje og fliser m.m, der afleder til kloaksystemet. Det befæstede areal i en spildevandsplan er derfor mindre end den andel af grunden som er ikke-plantedækket areal, da alle befæstede flader ikke afvandes til kloaksystemet. På baggrund af generelle tal for det befæstede areal vurderes det plantedækkede areal (Linde, 2000).

Befæstningsgrad = $(A_{\text{befæst}} + A_{\text{bebyg}})/A_M$. Det

Oversigt over boligtypernes karakteristika

I tabel 2.2.1. sammenfattes ovennævnte beskrivelse af de 6 boligtyper som grundlag for en generel vurdering af potentialet for recirkulering af næringsstoffer. Ved brug af tallene fra tabellen skal man være opmærksom på at tallene dækker over variationer og det derfor er nødvendigt at anvende faktiske oplysninger for konkrete bebyggelser, hvis man ønsker at skønne potentialet mere præcist.

Tabel 2.2.1.: 6 boligtypers karakteristika til vurdering af potentialet for recirkulering af næringsstoffer. Alle tal er gennemsnitsværdier.

	Tæt bykerne	Åben bykerne	Lejligheder	Rækkehuse	Villaer	Kolonihaver
Antal beboere ⁽¹⁾ Personer	1,4	2,2	1,7	2,6	2,8	2,1
Opholdstid i boligen ⁽²⁾ Dage/år	337	337	337	337	337	90
Timer/dag	13	13	13	13	13	16
Antal etager ⁽¹⁾	3	2	5	1,5	1	1
Bebyggelsesprocent ⁽¹⁾ i procent	140	104	50	22	20	10
Matrikelareal ⁽¹⁾ m ² pr. person	35	56	75	250	280	190
Bebygget areal m ² pr. person	16	39	7,5	37	56	19
Ubebygget areal m ² pr. person	19	17	67,5	213	224	171
Plantedækket areal ⁽³⁾ i procent	10	10	25	50	60	80
Plantedækket areal m ² pr. person	3,5	5,6	19	125	168	152

(1): Marling og Knudstrup (1998). (2): Marling og Knudstrup (1998); Jönsson et al. (1998) og Eiris et al. (1999). (3): Linde (2000).

2.3 Opsamling og anvendelse af næringsstoffer i boligtyperne

For at vurdere hvor stor en del af bygødningen der kan anvendes lokalt er i dette afsnit estimeret hvor stor en del af affaldet der afleveres i husstanden, og hvor stor en del af affaldsprodukterne der kan anvendes i de forskellige boligtyperne.

Opsamling i husstanden

Ved fastlæggelse af affaldsproduktionen i boligen, er der taget udgangspunkt i antal døgn pr. år og antal timer pr. døgn der tilbringes i husstanden, angivet i tabel 2.2.1. For urinen antages det at 50% afleveres i husstanden, da den del der afleveres i husstanden stort set er ækvivalent med, det antal timer i døgnet beboerne tilbringer i husstanden. For fækalierne antages det at 75% afleveres i husstanden da defækation fortrinvis foretages i husstanden om morgenen og om aftenen. For køkkenaffaldet antages det at 90 % afleveres i husstanden, da aften og morgenmåltider primært indtages i husstanden, mens frokosten i hverdage indtages på arbejdspladsen, men ofte tilberedes i hjemmet. For det grå spildevand antages det at 90 % afleveres i husstanden, da næsten alt tøjvask, opvask og bad foregår i husstanden.

Det antages at nedenstående procentvise andel af affaldet afleveres i husstanden:

- 50 % af urinen
- 75 % af fækalierne
- 90 % af køkkenaffaldet
- 90 % af det grå spildevand

Genanvendelse af næringsstoffer i boligtyperne

Den mængde næringsstof der kan genanvendes på ejendommen, er afhængig af boligtypens plantedækkede areal, og hvor stor en mængde gødning der anvendes pr. arealenhed. Det er her antaget at der anvendes gødning svarende til 150 kg N / hektar pr. år i private haver. De enkelte affaldsfraktioner opsamlet i husstanden fra en person kan da gøde et areal fra 18 til 133 m² se tabel 2.3.1.

Tabel 2.3.1 Antal kvadratmeter de enkelte affaldsfraktioner fra en person kan gøde med en gødningsnorm på 150 kg N ha⁻¹ år⁻¹.

Affaldsprodukt	m ² gødet areal pr.person
Fast køkkenaffald	37,2 m ²
Urin	133,3 m ²
Fækalier	18,5 m ²
I alt	189,0 m ²

Det plantedækkede areal i de forskellige boligtyper, der blev opgjort i tabel 2.2.1 anvendes i tabel 2.3.2 til at beregne den andel af de forskellige affaldstyper, der kan recirkuleres i boligtyperne.

Tabel 2.2.2 Procentdel af henholdsvis urin, fækalier og køkkenaffald der kan recirkuleres i boligtyperne.

	Tæt bykerne	Åben bykerne	Lejligheder	Rækkehuse	Villaer	Kolonihaver
Vegetativt areal m² pr. beboer	3,5	5,6	19	125	168	152
Fast køkkenaffald	9	15	51	100	100	100
Urin	3	4	14	94	100	100
Fækalier	19	30	100	100	100	100
I alt	2	3	10	66	89	100

Som det ses af tabel 2.2.3 kan op til 89% af den potentielle produktion af bygødningsrecirkuleres lokalt i villa-områder, hvorimod kun 2 % kan recirkuleres i bykernen. Der mangler imidlertid eksakt viden om det nuværende forbrug af gødning i private haver.

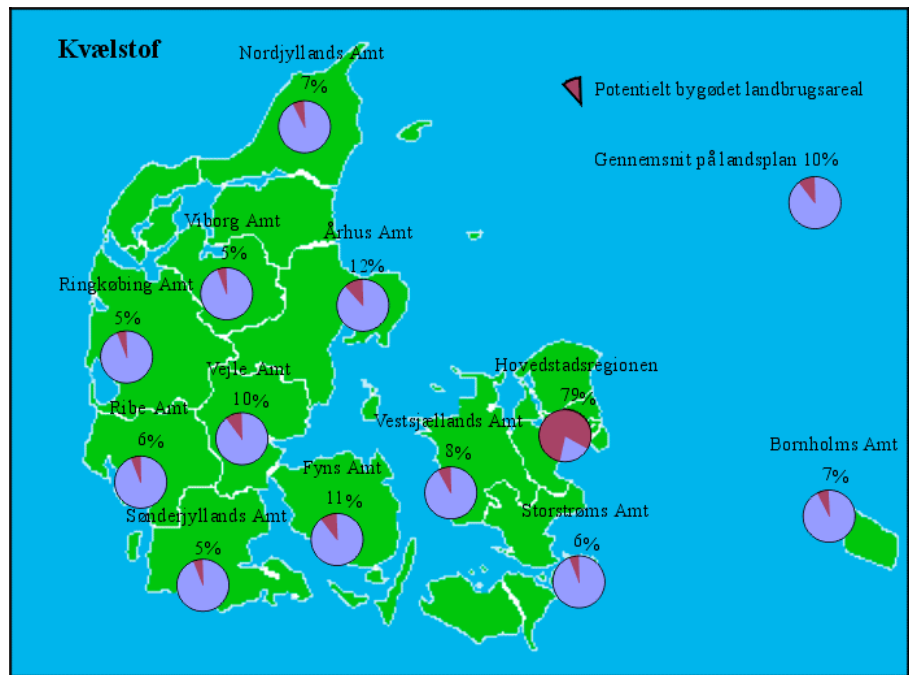
2.4 Bygødnings potentialet i amterne

I det følgende afsnit vil fordelingen af bygødningspotentialet i amterne blive opgjort. Det vil blive beskrevet hvor stort potentialet er i den nuværende landbrugssituation og i et senarie hvor landbruget er omlagt til økologisk jordbrug.

Bygødnings potentialet i den nuværende landbrugs situation.

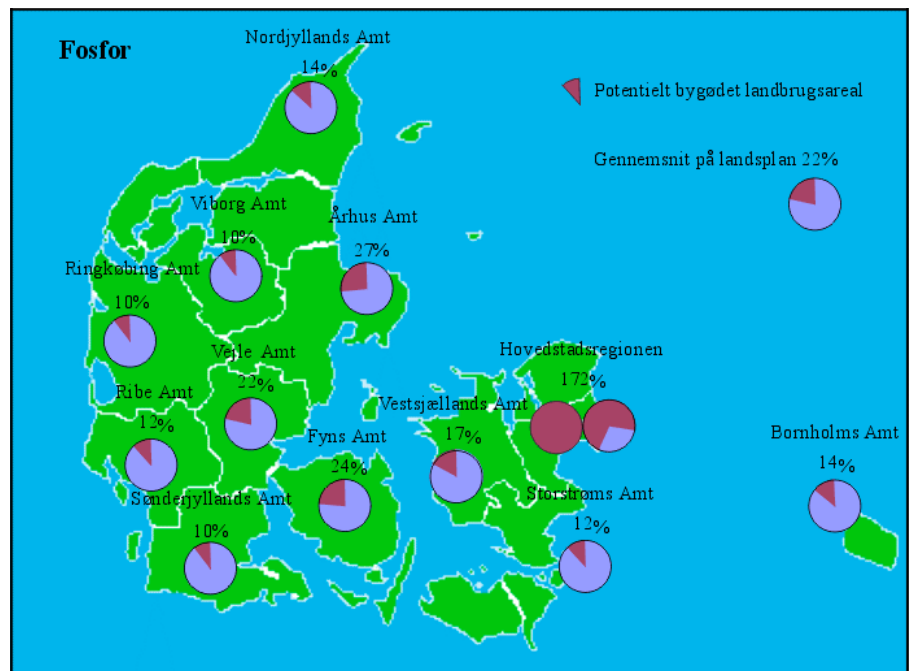
I det følgende undersøges hvor stor en del af handelsgødningen der kan erstattes af bygødning i de enkelte amter. Beregningen er foretaget på baggrund af den gennemsnitlige mængde handelsgødningen der gødskes med pr. ha. på landsplan (Pedersen, 1999), befolkningstallet i amterne (Amtsrådsforeningens, 2001) og landbrugsarealet i amterne (Larsen, 2000).

Bygødningspotentialet er opgivet som den andel af landbrugsareal i det pågældende amt hvor bygødning kan erstatte handelsgødning. Opgørelserne er foretaget for henholdsvis kvælstof, fosfor og kalium.



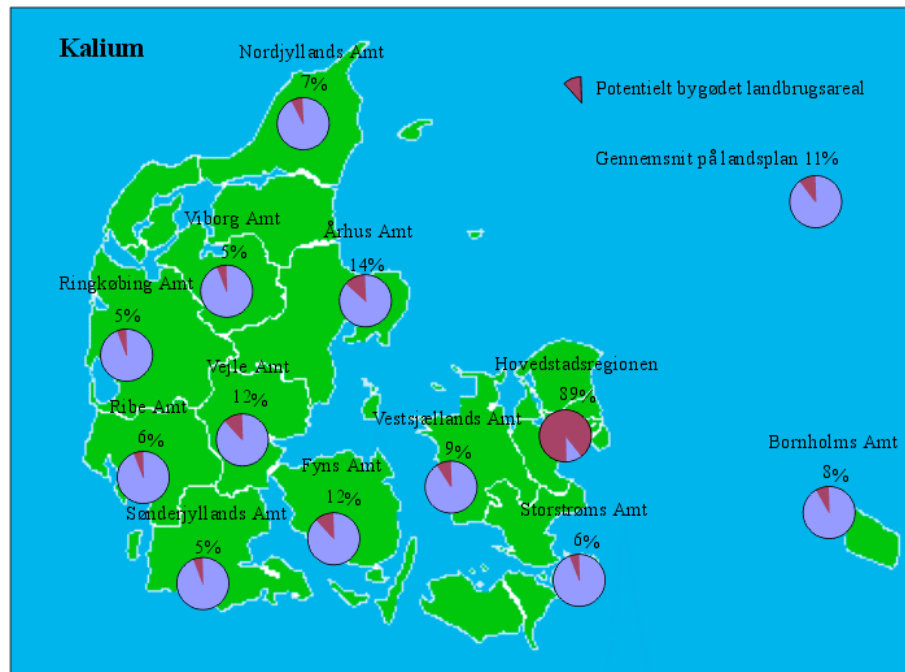
Figur 2.4.1 Andel af landbrugsarealet i amterne hvor handelsgødning N potentielt kan erstattes med bygødning N. Forbruget af handelsgødning N er sat til 106 kg/ha. pr.år (Pedersen,1999)

Af figur 2.4.1 ses at potentialet på landsplan er 10 %, mens det i amterne afhængigt af lokaliteten, er muligt at erstatte fra 5 – 79 % af kvælstof forbruget. Som det ses af figuren, er den andel af landbrugsjorden der kan gødes med bygødning størst i de tættest befolkede områder, hvilket samtidig er de områder hvor der er færrest husdyr, og mest pres på grundvandsressourcen bl.a. på grund af toiletskyl.



Figur 2.4.2 Andelen af landbrugsarealet i amterne hvor bygødning potentielt kan erstatte handelsgødning P. Forbruget af handelsgødning P er sat til 8 kg/ha. pr.år (Pedersen,1999).

Af figur 2.4.2. ses det at potentialet for recirkulering af P på landsplan er 22 %, mens det i de enkelte amter variere mellem 10 og 172 %. Fosfor fra bygødning kan altså gøde et dobbelt så stort areal som kvælstof og kalium hvilket hænger sammen med at der i dag er så store mængder af P i husdyrgødningen at det kan dække det indenlandske forbrug. Da alle ejendomme ikke har adgang til husdyrgødning anvendes der stadig handelsgødningens P på deciderede planteavlsbrug (Pedersen, 1999) det generelle forbrug dækker altså over store regionale variationer. Recirkuleringen af fosfor er væsentligt i en bæredygtigheds betragtning da der kun er kendte råfosfat reserver til de næste 100 -200 års forbrug. (Frederikson, 1994) og (Bøchermann, 1991).

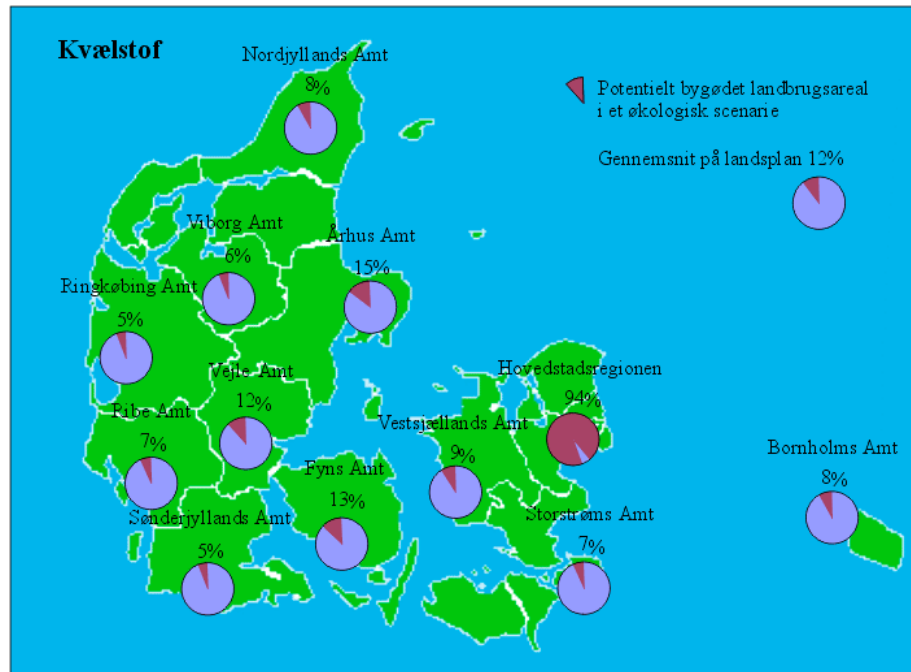


Figur 2.4.3. Andelen af landbrugsarealet i amterne hvor handelsgødningens K potentielt kan erstattes med bygødning. Forbruget af handelsgødningens K pr. ha er sat til 31,77 kg pr.ha. (Pedersen 1999)

Af figur 2.4.3 ses det at potentialet på landsplan er 11 %, mens det i de enkelte amter varierer fra 5 til – 89 %. Ved sammenligning af figur 2.4.3. for kaliumgødskning med figur 2.4.1. for kvælstofgødning ses at det stort set er samme andel af landbrugsarealet hvor bygødning kan erstatte handelsgødningen.

Bygødnings potentialet i et økologisk scenarie for dansk landbrug

Ved omlægning af jordbruget til økologisk jordbrug vil bygødning spille en væsentlig rolle i det bynære jordbrug. I figur 2.4.4 er det illustreret hvor stor en andel af kvælstofforbruget bygødningen kan bidrage med i Bichel udvalgets 0-scenarie for dansk landbrug omlagt til økologisk jordbrug. I 1998 blev Bichel udvalget oprettet af Miljø og energiministeren for at se på konsekvenserne af afvikling af pesticid anvendelsen. Udvalget blev anmodet om at inkludere en vurdering af de samlede konsekvenser af en total omlægelse til økologisk jordbrug. Der blev lavet 6 økologiske scenarier, 3 med det nuværende udbytte niveau i økologisk jordbrug og 3 med et forbedret udbyttensniveau med forskellige niveauer af foderimport. Beregningen er baseret på det mest konservative bud, ingen import af foder og med det nuværende udbytte niveau. (Bichel, et al. 1999).



Figur 2.4.4 Det potentielt bygødet landbrugsareal i amterne i Bicheludvalgetes 0-scenarie for dansk landbrug omlagt til økologisk jordbrug.

I figur 2.4.4. angives hvor stort et areal i Bicheludvalgetes økologiske 0 scenarie hvor man kan erstatte N tilførslen med bygødning. Bygødningen kan f.eks. reducere arealet med kløvergræs eller øge udbyttet ved en øget kvælstoftilførsel. I modsætning til figur 2.4.1, er det her den samlede N mængde som bygødningen erstatter mens det i figur 2.4.1. kun var handelsgødning N.

I Bicheludvalgetes økologiske scenarier er tidshorisonten sat til 30 år bl.a. fordi det anses for nødvendigt at husdyrene og dermed husdyrgødningen fordeles jævnt over hele landet. Af figur 2.4.4 fremgår det at hvis man vil transportere husdyr fra Jylland til Sjælland kan det også blive nødvendigt at flytte mennesker fra Sjælland til Jylland.

2.5 Potentialet på landsplan

I dette afsnit vil de potentielle mængder af næringsstoffer der kan indsamles fra de forskellige kilder fra alle danske husholdninger blive opgjort. Ligesom der vil blive set på disse affaldsprodukters potentiale for at erstatte handelsgødning. Her anvendes tal for det totale forbrug af handelsgødning i Danmark, og ikke kun landbrugets handelsgødningsforbrug. Der er ikke taget højde for tab af næringsalte under håndteringen af affaldsprodukterne.

For affaldsprodukterne urin, fækalier og fast organisk køkkenaffald er den årlige potentielle produktion på landsplan beregnet, se tabel 2.5.1. Desuden er der angivet en mere detaljeret beskrivelse af produkterne med hensyn til vægt, samt indhold af organisk stof og næringsalte.

Tabel 2.5.1. Potentielle gødningsprodukter fra danske husholdninger. (Baseret på data fra tabel 2.1.1).

Stof	Enhed	Humanurin	Fækalier	Fækalier og Humanurin	Fast organisk Hushold. Affald
Tør vægt	Tons/år	107.900	63.100	171.000	160.000
Vådvægt	"	2.150.000	447.466	2.597.466	480.000
C-Tot	"	15.047	44.067	59.115	68.800
COD	"	26.000	108.900	134.900	167.500
BOD5	"	9.000	36.000	45.000	55.800
N	"	20.200	1.800	22.000	3.200
P	"	2.700	900	3.600	612
K	"	4.500	1.800	6.300	765

For at vurdere gødningsprodukters potentiale for at erstatte en del af jordbrugets forbrug af handelsgødning, opgøres i tabel 2.5.2 den årlige produktion af næringsalte i husholdningerne og forbruget af handelsgødning i tons pr år. I tabel 2.5.3 angives hvor mange procent næringsstofferne i affaldsprodukterne udgør af forbruget af handelsgødning.

Tabel 2.5.2 Indhold af næringsalte i gødningsprodukter fra husholdninger og forbruget af handelsgødning i tons pr. år (1997/98).

Stof	Humanurin	Fækalier og Humanurin	Husholdninger I alt	Handelsgødnings Forbrug
N	20.700	22.500	28.000	283.000
P	2.700	3.600	5.000	22.000
K	4.500	6.300	8.400	86.000

Tabel 2.5.3 Affaldsproduktion i procent af handelsgødningsforbruget år1997/98.

Stof	Humanurin	Fækalier og Humanurin	Husholdninger I alt
N	7	8	10
P	12	16	22
K	5	7	10

Som det fremgår af tabel 2.5.3 kan affaldsprodukter fra husholdninger potentielt erstatte 7-10 % , 12-22 % og 5-10 % af landbruget forbrug af handelsgødning i form af N, P og K. Potentielt kan affald fra husholdninger kun dække 3-6 % af det nuværende landbrugs samlede behov for disse næringsstoffer (Eilersen et al. 1999).

3 Kvalitet af human urin fra sorterende toiletter

Der er blevet udvalgt 4 projekter med urinssorterende toiletsystemer der repræsenterer forskellige teknologiske løsninger i forskellige bebyggelser .

I samarbejde med Miljøstyrelsen og med godkendelse af Sundhedsstyrelsen blev der udarbejdet et fælles måleprogram for mikrobiologiske og kemiske parametre i urin opsamlet fra sorterende toiletter i de 4 projekter. Der er således efter aftale med Miljøstyrelsen ikke blevet foretaget analyser af fæcesprøver. Der er endvidere ikke foretaget studier af overlevelse af smitstoffer i miljøet efter udbringning af urin på afgrøder og landbrugsjord.

De mikrobiologiske analyser i måleprogrammet blev suppleret med eksperimentelle undersøgelser af overlevelse af bakterielle smitstoffer i urin foretaget ved Institut for Veterinær Mikrobiologi (IVM), KVL. IVM har desuden koordineret indsamling og analyser af urinprøver, samt foretaget databehandling og rapportering (Dalsgaard og Tarnow, 2001). Der blev i de udvalgte projekter ikke foretaget analyser for virus eller bakteriofager. Eksperimentelle undersøgelser af overlevelse af virus i urin udføres som et separat projekt finansieret af Miljøstyrelsen ved Statens Serum Institut. Databehandling og afrapportering af fund af næringsstoffer, tungmetaller og miljøfremmede stoffer blev foretaget af Institut for Jordbrugsvidenskab, KVL. Dog har Institut for Analytisk og Farmaceutisk Kemi ved Danmarks Farmaceutiske Højskole foretaget vurdering og rapportering af resultater vedrørende fund af medicinske stoffer og østrogener. Denne afrapportering findes i bilag 5 men er kortfattet gengivet nedenfor.

Der er i projektet ikke foretaget en egentlig risikovurdering af opsamling, håndtering og anvendelse af human urin i landbruget. En sådan risikovurdering foretages af Dansk Zoonosecentret ved Statens Veterinære Serumlaboratorium i et selvstændigt projekt finansieret af Miljøstyrelsen.

3.1 Beskrivelse af udvalgte projekter

Hyldespjældet

Hyldespjældet er repræsentativt for tæt, lavt almenyttigt boligbyggeri i Danmark. Der er i alt 390 lejligheder og 800 beboere. Toiletterne er installeret i 9 lejligheder med i alt 16 voksne og 10 børn. Toiletterne er af typen WM ekologen, hvor vandforbruget er ca. 1-3 dl ved urinskyl. Urinen blev opsamlet i 5 tanke på hver 3 m³.

Møns Museumsgård

På Møns museumsgård findes 4 sorterende toiletter samt 1 vandfrit urinal. Toiletterne er fordelt på 2 offentlige dametoiletter, et offentligt herretoilet og et personalettoilet. Toiletterne er af typen WM Ekologen og urinalet af typen Waterless Urinal. Vandforbrug i toiletterne er 2-3 dl ved urinskyl og 3-5 l ved fækalskyl. Urinen samles i 2 tanke á 3 m³. Toiletterne blev taget i brug ved museets åbning den 1. maj 1999. Urinen blev opsamlet i tank 1, som blev lukket for urintilførsel 28. oktober 1999, da tanken var ca. halvt fyldt indeholdende 1,3 – 1,5 m³ urin. Herefter opsamledes i tank 2.

Møns Museumsgård repræsenterer de eneste offentlige toiletter . Størstedelen af brugerne må derfor formodes at være uerfarne i brugen af toiletterne. Museumsgården havde i 1999 ialt 4320 besøgende fordelt på 3303 voksne og 1017 børn. Det er især skoleklasser (2.-5. klasse) som besøger museumsgården. Urinen påtænkes anvendt lokalt i landbruget.

Kolonihaveforbundet

Kolonihaverne repræsenterer lavteknologiske toiletsystemer. Der er kort afstand mellem toilet og opsamlingsbeholder. Der er i alt 100 haver med sorterende toiletter, heraf blev 10 udvalgt til udtagning af urinprøver. Toiletterne blev udvalgt, så de er repræsentative for de øvrige haver. I de 10 kolonihaver blev der opsamlet urin fra 2-7 personer (voksne og børn), typisk i 25 liters plastbeholdere. Dog havde en enkelt kolonihave en beholder på 220 liter.

Urinen påtænkes anvendt i egne haver til ikke-fortærbare afgrøder. I 3 af kolonihaverne anvendtes ikke vandskyl og i de resterende blev der skyllet med 1-2 dl vand.

Hjortshøj

Hjortshøj er en nyetableret økologisk bebyggelse nord for Århus. Andelssamfundet repræsenterer tæt-lavt byggeri med både privat og almenyttigt byggeri. Der blev opsamlet urin i en tank fra 8 husstande i det private byggeri. Toiletterne blev anvendt af husstandenes 13 voksne og 8 børn. De 5 af toiletterne var af typen WM-ekologen, som ikke anvender vandskyl. Tre af toiletterne var af typen Ekovak, som i alt anvendte ca. 40 liter skyllevand pr. uge.

Der opsamles urin i 20 m³ betontanke. Tankene er nedgravet ca. 150 m fra husene på en skråning

3.2 Mikrobiologiske undersøgelser

Den mikrobiologiske undersøgelse blev iværksat for at fastlægge den mikrobiologiske kvalitet af opsamlet og lagret urin fra separationstoiletter. Den mikrobiologiske rapport er en del-rapport af Tema 3 projektet ” Vurdering af muligheder og begrænsninger for recirkulering af næringsstoffer fra by til land”, og er afrapporteret selvstændigt til Miljøstyrelsen, (Dalsgaard og Tarnow, 2001). Det følgende gengiver et sammendrag af undersøgelsen.

Efter påbebegyndt prøvetagning skulle tankene være lukket for urintilførsel for at undgå tilførsel af friske kim. Der blev udtaget månedlige prøver fra urinopsamlingstanke fra de 4 projekter i perioder på 4-6 måneder med det formål at bestemme urinens mikrobiologiske kvalitet i tankene over en længere periode. Prøverne blev analyseret for en række bakterielle indikatorer: kimtal v. 37°C, enterokokker og *E. coli*, samt en række bakterielle og parasitære smitstoffer: *Salmonella*, *Campylobacter*, *Cryptosporidium parvum* og *Giardia duodenalis* . Desuden blev pH og temperatur i urintankene målt og urinens udseende registreret. På grund af fund af parasitten *Cryptosporidium parvum* i urintankene, blev analyserne for denne udvidet til at inkludere parasitæggenes viabilitet og infektivitet.

Der er desuden blevet foretaget eksperimentelle undersøgelser af overlevelsen af en række vigtige bakterielle smitstoffer i urin fra separationstoiletter. De undersøgte bakterielle smitstoffer var: *Salmonella typhimurium*, *Salmonella enteritidis*, *Campylobacter jejuni*, *Vibrio cholerae*

O1, *Vibrio parahæmolyticus*, *E. coli* O157:H7, *Shigella flexneri* og *Shigella dysenteriae*. Overlevelsen af bakterier blev undersøgt ved henholdsvis 7°C og 20°C.

Resultaterne af urinanalyserne fra opbevaringstankene viste, at antal enterokokker og *E. coli* faldt til under detektionsgrænsen (< 10 per ml) i opsamlingstankene fra de 4 projekter efter 3-4 måneders opbevaring af urinen med nogen variation mellem projekterne.

Antal af kim ved 37°C faldt for Hyldebjerg og Møns Museumsgård efter 2 måneders lagring. Herefter fandtes antal af kim konstant (100-1000 bakterier/ml) i den efterfølgende 3-4 måneders periode. Der påvistes en lille stigning af kimtalsværdierne i forårsmånederne, hvilket eventuelt kan skyldes vækst i tankene. Kimtal ved 37°C for Hjortshøj udviste ringe variation (10⁴ per ml) igennem den 4 måneder lange analyseperiode. Dette kan skyldes forurening med jordbakterier gennem et utæt låg i opsamlingstanken. I Kolonihaveforeningen henfaldt totalkim til under detektionsgrænsen på 100 bakterier pr. ml på 1-4 måneder i alle tanke på nær én. Antal totalkim ved 37°C var under detektionsgrænsen efter 2 måneders opbevaring for 7 urinbeholdere.

De bakterielle smitstoffer *Salmonella* og *Campylobacter* blev ikke påvist i nogen prøver fra urintankene. De parasitære smitstoffer *Cryptosporidium parvum* og *Giardia* blev påvist ved gentagne prøveudtagninger fra urintanke i Hyldebjerg, Møns Museumsgård og Hjortshøj. I Hyldebjergs og Hjortshøjs urintanke blev der påvist 1-3 parasitæg (oocyster) per ml urin i 5 ud af 9 prøver. Ingen andre parasitære smitstoffer blev påvist. Yderligere undersøgelser af *C. parvum* viste, at en del af parasitæggene var både levende og infektive. Det relative antal levende parasitæg syntes ikke at blive reduceret gennem forsøgsperioderne. Bestemmelsen af antal fundne parasitæg var dog behæftet med så stor usikkerhed at en egentlig kvantificering ikke var mulig. Viabilitet og infektivitet af *Giardia* blev ikke undersøgt. Kun få infektive *C. parvum* æg er nødvendige for at medføre infektion hos mennesker (lav infektionsdosis).

De eksperimentelle undersøgelser viste at antallet af alle bakteriestammer faldt til en værdi under detektionsgrænsen på 10 bakterier per ml i løbet af maksimalt 20 døgn. Antal *V. parahæmolyticus* og *V. cholerae* stammerne henfaldt langt hurtigere end de andre smitstoffer. *Salmonella*, *Shigella* og *Campylobacter* kunne ikke påvises 2-3 døgn efter podning af urinen, mens *E. coli* O157:H7 havde den længste overlevelse på mellem 16 og 20 døgn.

Resultaterne fra vores undersøgelser viser, at efter en lagringsperiode af separeret urin på 4 måneder kan antallet af bakterielle smitstoffer og indikatorbakterier forventes reduceret til < 100 per ml urin.

3.3 Medicinrester og østrogener

Dette afsnit er i det væsentlige et uddrag fra et bidrag fra Bent Halling Sørensen, som er gengivet i fuld længde i bilag 5. Paracetamol og acetylsalicylsyre blev valgt til måleprogrammet fordi disse stoffer indtages i relativt størst mængder i normalbefolkningen. Østrogener blev målt på baggrund af den aktuelle interesse for hormoner i miljøet.

Paracetamol

Der blev påvist paracetamol i urinprøver fra Tema 3 projekter i koncentrationsintervallet fra 10-331 $\mu\text{mol/l}$. Stoffet er let nedbrydeligt i slam (bakteriel nedbrydning), hvilket må formodes også at gøre sig gældende i andre miljømatricer. Stoffet er ikke særligt toksisk overfor akvatiske organismer. Der findes ingen toksisitetsdata på terrestriske organismer.

Acetylsalicylsyre

Der blev påvist salicylat i urinprøver fra Tema 3 projekter men kun en måling fra kolonihaveforeningen lå over den angivne detektionsgrænse. Acetylsalicylsyre vil i urinen forekomme som salicylat af konjugerede glucuronider af salicylat lignende stoffer. Stabiliteten af disse stoffer ved opbevaring af urin er ukendt. Stoffet er dog letnedbrydeligt i slam (bakteriel nedbrydning), hvilket må formodes også at gøre sig gældende i andre miljømatricer. Stoffet er ikke særligt toksisk overfor akvatiske organismer. Der findes ingen toksisitetsdata på terrestriske organismer.

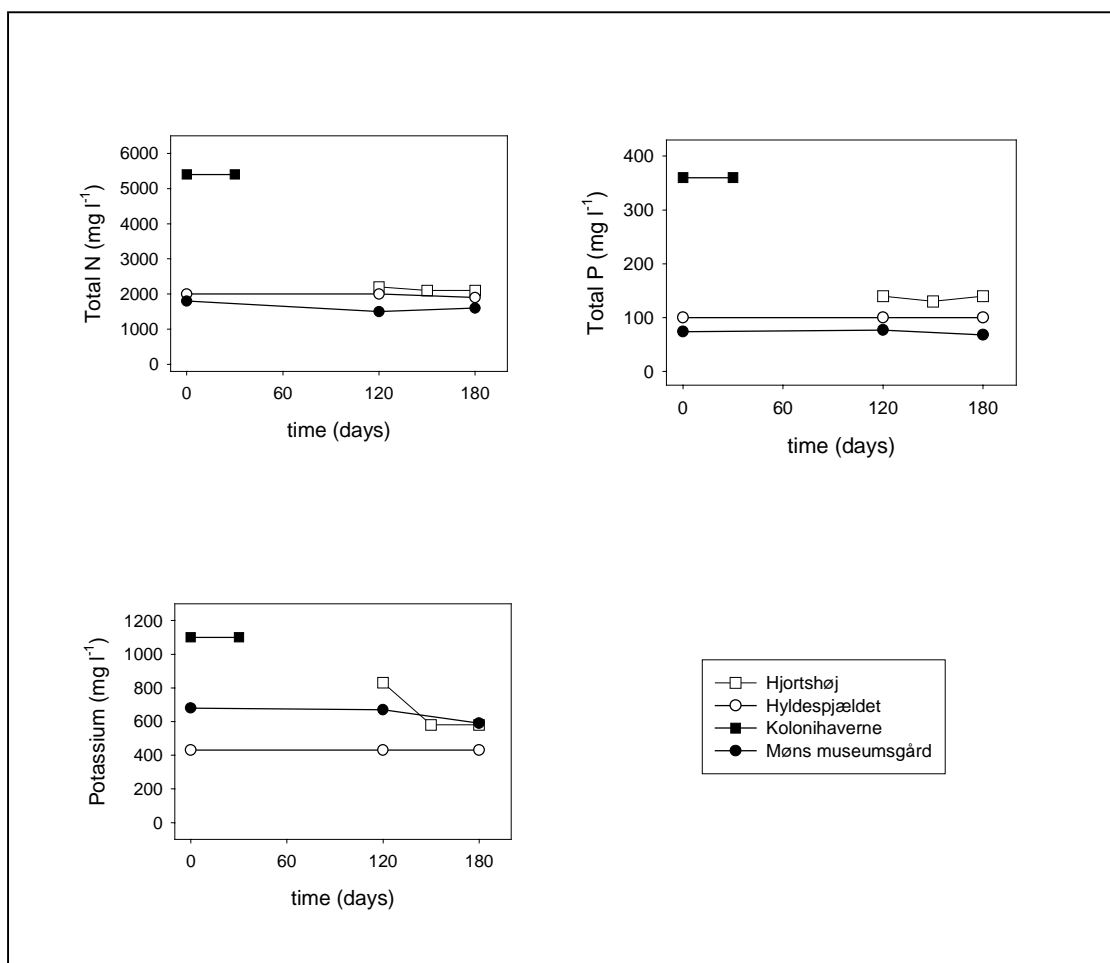
Østrogener

Der blev påvist Estron i urinprøver fra Tema 3 projekter i koncentrationsintervallet fra 18-61 nmol/l . Estron vil forekomme i urinen som sulfat og glucuronid konjugater. Estron er kendt som et stabilt molekule. Stabiliteten af disse stoffer som konjugater ved opbevaring af urin er ukendt. Stoffet er dog letnedbrydeligt i slam (bakteriel nedbrydning) hvilket må formodes også at gøre sig gældende i andre miljømatricer dog formodentligt meget langsommere (mindre bakteriel biomasse). Stoffet er rimeligt toksisk (mg/l området) overfor akvatiske organismer og ret toksiske overfor planter (ng/l området). Estron indholdet i den indsamlede urin vil således kunne overstige planters tolerance, men det vurderes at den fortynding der sker ved opblanding i jordvolumenent, samt den efterfølgende adsorption og nedbrydning, vil være tilstrækkelig til at reducere risici. Dette er dog relevant at se yderligere på.

3.4 Næringsstoffer, tungmetaller og miljøfremmede stoffer

I måleprogrammet blev der analyseret for en række næringsstoffer, tungmetaller og miljøfremmede stoffer. Følgende parametre blev bestemt i urin: pH, ledningsevne, Total N, Ammonium-N, Total P, Kalium, Calcium, Magnesium, Natrium, Cadmium, Bly, Chrom, Nikkel, Kobber, Zink, Kviksølv, samt de miljøfremmede stoffer PAH, DEHP, NPE og LAS.

De væsentligste resultater af disse analyser skal kort gennemgås nedenfor.



Figur. 3.1. Forekomst af Total N, total-P og K i urin målt over tid efter lukning af tanke fra hhv. Hjortshøj, Hyldebjerg, Kolonihaverne og Møns museumsgård.

Målingerne viser stabile næringsstof koncentrationer over tid. Generelt er koncentrationerne fra kolonihaverne høje, p.g.a. den ringe fortyndingsgrad. Uvist af hvilken grund er kalium koncentrationerne i urin fra Hyldebjerg relativt lave, sammenlignet med N og P koncentrationer. Udfra disse målinger er det rimeligt at antage at der hverken sker væsentlige fordampningstab af NH₃, eller tab af P som følge af udfældning.

Resultaterne for målinger af pH, ledningsevne, tungmetaller og miljøfremmede stoffer over tid i tankene udviste samme stabilitet. På den baggrund antages det at der kan laves estimater på spredning i koncentrationer ved at slå tider sammen, dvs. at målinger der er udtaget på forskellige tidspunkter kan behandles som stikprøver af samme matrice. Datasættet blev analyseres på tværs af udtagningslokaliteterne ved at normalisere koncentrationen af målte stoffer i forhold til mængden af N hhv. P i den enkelte prøve. Herved opnås følgende billede af kvaliteten af urin, sammenlignet med spildevandsslam og kompost.

Tabel 3.1. Oversigt over fund af tungmetaller og fremmedstoffer i human urin (Tema 3 projekter) sammenlignet med standard værdier for dansk spildevandsslam og kompost, som angivet af Eilersen et al. (1999). Kantede parenteser angiver standardafvigelser.

Kilde Stof	Human urin			Kompost			Slam		
	----- mg kg ⁻¹ N -----			----- mg kg ⁻¹ P -----					
			35		[0.302	150			
Cd	0.028	[0.014]		32.9	0.570]		45.1	
Cr	0.456	[0.438]	1118	929	10.4	[10.9]	4750	1275	
Cu	19.2	[19.0]	5588	17857	373	[384]	23750	24510	
Hg	0.16	[0.12]	12	31.4	3.45	[3.18]	50	43.1	
Ni	1.98	[0.877]	1000	571	41.3	[23.2]	4250	784	
Zn	65.6	[31.2]	16471	7000	1386	[849]	70000	9608	
DEHP	3.9	[3.74]	1176	857	75.2	[78.0]	5000	1176	
NPE	3.95	[2.50]	59	357	74.5	[55.8]	250	490	
PAH	0.10	[0.08]	59	143	1.85	[1.72]	250	196	

Det ses af tabel 3.1 at indholdet af fremmedstoffer og tungmetaller i human urin fra demonstrationsprojekterne er 100-1000 gange lavere end det forventede indhold i hhv. spildevandsslam og kompost. Det er forudsigteligt at koncentrationerne er lave eftersom urin giver et billede af kroppens udskillelse af stof, medens slam og komposteret husholdningsaffald påvirkes af mange andre kilder.

Det relative indhold af N, P og K, fundet i urinen, kan udtrykkes som 18:1:4. Resultater der som forventet viser et næringsstofindhold som er rimeligt afbalanceret i forhold til planter næringsstofbehov. Til sammenligning kan nævnes at det relative indhold af N, P og K i spildevandsslam, udregnet ud fra standardværdier fra Eilersen et al. (1999), er 14:10:1. Det fundne indhold af N, P og K i urinen falder indenfor rammerne af hvad der er fundet i tidligere svenske undersøgelser (Müller og Magid, 1998).

Der er ikke angivet værdier for ammonium-N, calcium, magnesium og natrium da de kun blev bestemt med en enkelt måling.

3.5 Konklusion

Ved 4 måneders lagring af separeret urin opnås en markant reduktion af bakterielle smitstoffer. Anvendelse af lagret urin som gødning synes at udgøre en yderst ringe risiko for bakterielt-betingede mavetarm infektioner hos dyr og mennesker ved håndtering af urin, samt ved indtagelse af afgrøder gødet med urin (Dalsgaard og Tarnow, 2001).

Levende og infektiøse parasitstadier, kan forventes at findes i urin efter 6 måneders lagring. De målte fund af medicinresterne fra hhv. paracetamol og acetylsalicyl syre giver ikke umiddelbart grund til nogen betænkeligheder. Der er dog usikkerhed om de fundne koncentration af estron (østrogen) kan udgøre et problem. Der kan i fremtiden være grund til at se nærmere på estron som kan tænkes at være problematisk under særlige betingelser.

Hvad angår tungmetaller og organiske stoffer er de langt lavere mængder bestemt i urin, sammenlignet med slam og kompost en god indikator for urinens renhed.

Sammenfattende kan det siges at human urin kvalitetsmæssigt udgør en attraktiv fuldgydning sammenlignet med hhv. spildevandsslam og kompost. Foruden de ovenfor anførte usikkerheder er det væsentligste problem ved

human urin fra de ovennævnte toiletter koncentrationen af næringsstoffer som er lav samt indholdet af protozoer. Således indeholder urinen fra 3 af de 4 opsamlingssteder kun 2 kg N pr. tons urin. Dette vil give betydelige omkostninger i forbindelse med udbringning, og det aktualiserer behovet for afprøvning af alternativer til store tankvogne, der kan give anledning til alvorlige trykskader under udbringning på fugtig jord.

4 Håndteringssystemer

4.1 Introduktion

Håndteringssystemerne omfatter teknologier der kan anvendes til håndtering af fast organisk køkkenaffald, urin og fækalier samt det grå spildevand fra køkken, bad og vask. Fækalie- og urindelen kan indeholde skyllevand eller opsamles tørt i et komposttoilet

Systemerne beskrives med hensyn til bl.a. funktion, ydeevne, stofbalancer, genanvendelsespotentialer, energiforbrug og økonomi.

Til beskrivelse af datagrundlaget og de enkelte komponenter henvises til det teknologiske informationsværktøj der udarbejdes under aktionsplanens Tema 1 projekt "vurdering af bæredygtig spildevandshåndtering i kloakløse bebyggelser" (Eilersen et. al., 2001).

Systemafgrænsningen for dette projekt lægges omkring håndteringssystemet. Håndteringssystemet er det system, der anvendes til opsamling, transport, behandling og bortskaffelse af spildevand og relateret affald. Håndteringssystemet omfatter alle håndteringer af affald fra det produceres lige indtil det endeligt bortskaffes - enten ved spredning, deponering eller genanvendelse. Systemafgrænsningen omfatter således ikke sidste led af håndteringen, den endelige bortskaffelse.

4.2 Inddeling i komponenter, proces- og systemdiagrammer

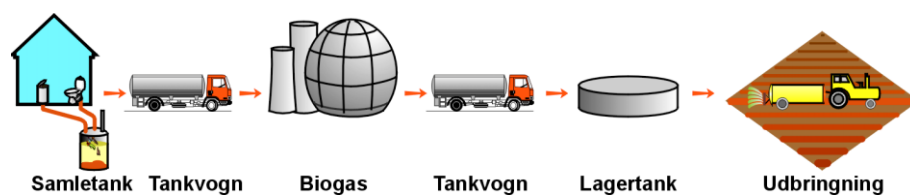
Enhver håndtering af affald er opbygget af en række komponenter, så som samletank, tankvogn, biogasreaktor, lagertank osv.



De enkelte komponenter kan sammensættes til et procesdiagram der beskriver håndteringen af et givent affaldsprodukt.

Et eksempel er håndteringen af organisk affald ved bioforgasning. Heri indgår følgende komponenter:

Rør og brønde + samletank + transport + biogasreaktor + transport + lagertank



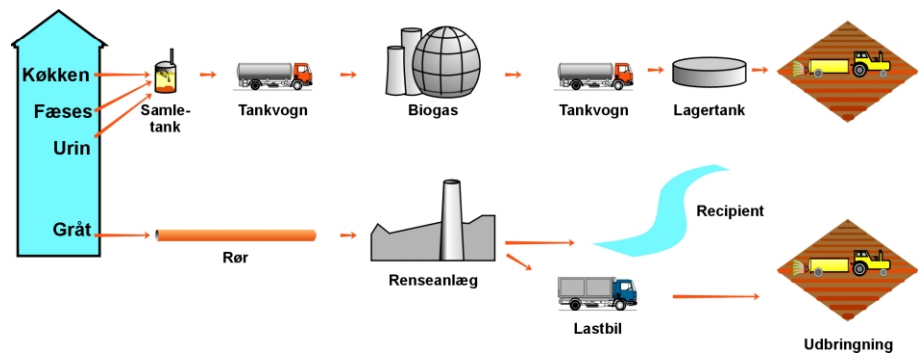
Beskrivelserne af procesdiagrammerne, der er samlet i bilag 2, omfatter bl.a.:

- Relationer til andre komponenter.

- Massebalance for stoffer (indløb og emissioner på flydende form, gasform og fast form).
- Energiforbrug
- Potentiale for recirkulering af næringsstoffer.
- Økonomi

De enkelte procesdiagrammer kan sammensættes til et systemdiagram der beskriver håndteringen af alle affaldsformerne. Et systemdiagram redegør for håndteringen af urin, fækaler, gråt spildevand og fast organisk køkkenaffald.

Et eksempel på et systemdiagram er sammensætningen af procesdiagrammet for bioforgasning af fast organisk køkkenaffald, urin og fækaler med et procesdiagram for håndtering af gråt spildevand på konventionelt renseanlæg.



4.3 Udvalgte teknologier

De valgte teknologier er opbygget af kendte komponenter, der vurderes at kunne leve op til minimums krav m.h.t. sundhed, komfort, økonomi, driftssikkerhed m.m. Teknologierne er valgt ud fra en ingeniørmæssig vurdering af at de ville kunne fungere og accepteres i samfundet i dag. Der er både valgt løsninger med lokal og central håndtering af affaldsprodukter.

Ved lokal håndtering af det grå spildevand er det valgt at nedsive spildevandet. Dette valg er udelukkende foretaget for at begrænse antallet af teknologier, og ikke fordi det nødvendigvis er den bedste løsning. Der kan ligeså godt vælges pileanlæg eller rodzone anlæg. For disse teknologier var datamaterialet dog mangelfuldt. I områder hvor nedsivning ikke er muligt/tilladt kan et rodzone eller pileanlæg være en mulighed.

Der er ikke beskrevet systemer med central kompostering af fækaler, da en sådan løsning er pladskrævende og det er omkostningsfuldt at etablere toiletter med tør opsamling af fækaler.

For bymæssig bebyggelse er følgende affaldshåndteringer blevet identificeret:

Konventionelt renseanlæg

- til håndtering af alt husholdnings spildevand
- til håndtering af gråt spildevand og fækaler
- til håndtering af gråt spildevand

Biogasanlæg

- til håndtering af fast køkkenaffald og fækaler

- til håndtering af fast køkkenaffald, fækalier og urin

Tørkompostering

- lokalt af fast køkkenaffald
- lokalt af fast køkkenaffald og fækalier
- centralt af fast køkkenaffald

Vådkompostering

- af fast køkkenaffald, fækalier
- af fast køkkenaffald, fækalier og urin

Urinopsamling

- via urin opsamlende toiletter

Infiltrationsanlæg

- til nedsivning af gråt spildevand og fækalier
- til nedsivning af gråt spildevand

4.4 Systemdiagrammer

Ved opstilling af systemdiagrammer for bymæssig bebyggelse må man gøre sig klart, at der kan være fysiske begrænsninger for hvad der kan lade sig gøre i det pågældende byggeri. Det kan f.eks. være svært at få plads til et nedsivningsanlæg i en tæt bykerne.

Ved opbygningen af systemdiagrammerne er der skelnet mellem systemer for etableret byggeri og for nybyggeri. Dette er sket på baggrund af de meget forskellige forhold der gælder for etableret og nybyggeri, med hensyn til etableret kloaknet, tilgængelige arealer og muligheder for indarbejdning af ny teknologi i projekteringsfasen.

For det etablerede byggeri indgår det eksisterende kloaknet og renseanlæg i systemdiagrammerne. Her er forskellige muligheder for anvendelse af det eksisterende kloaknet og renseanlæg til håndtering af spildevand blevet undersøgt. Kolonihaver er dog en form for etableret byggeri der kan være med eller uden kloaknet. Der er derfor også inkluderet et håndteringssystem uden tilslutning til kloaknettet i løsningerne for etableret byggeri.

Ved nybyggeri i ikke kloakerede områder kan man allerede i projekteringsfasen se på mulighederne for etablering af håndteringssystemer uden tilslutning til kloaknet. Bortledning af spildevand via kloaknet og rensning på konventionelt rensningsanlæg kan dog forventes at være en løsning i tæt nybyggeri. Der er derfor for nybyggeri også inkluderet to håndteringssystemer med tilslutning til kloaknettet.

Opdelingen i systemer for etableret byggeri og for nybyggeri er udelukkende vejledende. Det er klart at hvert af systemerne kan anvendes uafhængigt af den her fastlagte opdeling.

Som reference system er valgt de "state of the art" teknologier, der kendes for byer i dag. For etableret byggeri er dette central kompostering af køkkenaffald og behandling af alt spildevandet på konventionelt renseanlæg. Centralkompostering er valgt da der i eksisterende byggeri ofte er begrænset areal til lokal recirkulering.

For nybyggeri er der valgt lokalkompostering og behandling af alt spildevandet på konventionelt renseanlæg.

Lokalkompostering er valgt på grund af brugerne her deltager i sorteringen og anvendelsen og derved får indsigt i næringsstofkredsløbet. Dertil kommer det mindre energi forbrug på grund af et mindre transportbehov.

Systemerne vurderes bredt ud fra følgende 11 kriterier, der anses for af være af central betydning ved valg af håndteringssystem. Valg af kriterier er delvist baseret på (Eilersen et. al. 1999b)

De enkelte kriterier kan deles op i de kvantitative kriterier der umiddelbart kan beregnes og de kvalitative der vurderes ud fra et skøn.

Kvantitative kriterier

Energi - rummer drift af anlæg, transport og substitution af kunstgødningens produktion. Energiforbrug til anlægsarbejde er ikke medregnet. Det endelige energiforbrug kan blive opgjort som negativt i det øjeblik energi produceres som ved biogasproduktion, og/eller hvis energisubstitutionen af produktionen af kunstgødning overstiger energiforbruget til den øvrige affaldshåndtering.

Økonomi - dækker investering og drift af teknologier. Økonomien er både opgjort i priser i kr./person·år) og nutidsværdi/person.

Recirkulering - beskriver potentialet for recirkulering af næringsstofferne N, P og K. Der er her kun medregnet de affaldsfraktioner der p.t. er praktisk mulighed for at recirkulere. Tab af næringssalte under transport er ikke medregnet.

Kvantitative kriterier

Sundhedsmæssige forhold lokalt - sandsynlighed for kontakt og dermed smitte for brugere.

Professionelle arbejdsforhold - i hvor høj grad lever teknologien op til krav om gode arbejdsforhold. Alle anlæg skal leve op til myndighedernes krav for arbejdsforhold.

Driftsikkerhed og vedligeholdelse - dækker over såvel driftsikkerhed som krav til vedligeholdelse. Herunder antal stop p.g.a. driftproblemer og krav til faglig kunskab.

Teknologisk stade - hvor udviklet er teknologien. Er det en konventionel eller en ny teknologi.

Brug og renholdning - hvor god er komforten mht. lugt, støj og træk, samt hvor nemt er det at bruge og renholde teknologien i forhold til konventionelle teknologier.

Lokal deltagelse - dækker forhold som mulighed for selvforvaltning, lokal kompetenceudvikling samt synliggørelse og forståelse af kredsløb.

Robusthed - robusthed overfor ændringer i affaldets tilførsel og sammensætning.

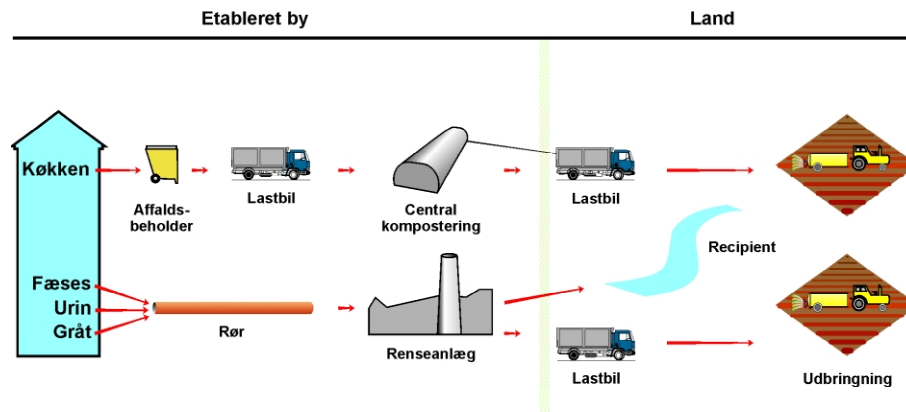
Fleksibilitet - mulighed for at tilpasse teknologien til fremtidige krav og ændringer i affaldshåndteringen.

4.5 Systemdiagrammer for etableret bebyggelse

Følgende systemdiagrammer er opstillet for etableret bebyggelse:

- E 1. Central kompostering af køkkenaffald. Spildevand ledes til konventionelt renseanlæg.
- E 2. Lokal kompostering af køkkenaffald. Urin opsamling. Fækaler og gråt spildevand til konventionelt renseanlæg.
- E 3. Central kompostering af køkkenaffald. Urin opsamling. Fækaler og gråt spildevand til konventionelt renseanlæg.
- E 4. Vådkompostering af køkkenaffald, urin og fækaler. Gråt spildevand til konventionelt renseanlæg.
- E 5. Vådkompostering af køkkenaffald og fækaler. Urin opsamling. Gråt spildevand til konventionelt renseanlæg.
- E 6. Bioforgasning af køkkenaffald, fækaler og urin. Gråt spildevand til konventionelt renseanlæg.
- E 7. Bioforgasning af køkkenaffald og fækaler. Urin opsamling. Gråt spildevand til konventionelt renseanlæg.
- E 8. Lokal kompostering af køkkenaffald og fækaler. Urin opsamling. Nedsivning af gråt spildevand.

E 1. Køkkenaffald komposteres centralt. Spildevand ledes til konventionelt renseanlæg



BESKRIVELSE AF SYSTEMET

Central kompostering af køkkenaffald og central rensning af sort og gråt spildevand, er en udbredt håndteringsmetode til spildevand og køkkenaffald. Indsamling af køkkenaffald til centralkompostering foregår i alle typer bybebyggelse. Sammenblandingen af det sorte spildevand med gråt samt industrispildevand har medført at en stor del af det slam der genereres i renselanlæg ikke kan anvendes til landbrugsformål. Det centralt komposterede køkkenaffald kan anvendes i landbruget.

Tabel E 1.1 Energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale/(person · år).

	Enhed	Konventionelt renselanlæg	Milekompostering af køkkenaffald	I alt
Energiforbrug	KWh	-0,3	5,4	5,1
Økonomi:				
Person/år	Kr.	2.044	240	2.284
Nutidsværdi	Kr.	27.493	2.747	30.240
Recirkuleringspotentiale:	Kg N	0,83	0,30	1,13
	Kg P	0,81	0,10	0,91
	Kg K	0,09	0,15	0,24
Se bilag		2A	2B	

Ved beregning af nutidsværdi:

Der er anvendt anlægsomkostninger til renselanlæg fra Winther et al. 1998 (figur 9.6).

Anlægsomkostninger til rør og brønde på grunden er anslået til 20.000 pr. husstand, og der regnes med 3 personer pr. husstand \Rightarrow 6.700 kr/person.

Anlægsudgifter til det offentlige kloaknet finansieres ved tilslutningsbidraget på 30.000 kr. / ejendom. Med 3 personer/husstand \Rightarrow 10.000 kr/person.

Ved beregning af driftudgifter:

Der er anvendt driftudgifter til renselanlæg fra Winther et al. 1998 (figur 9.7).

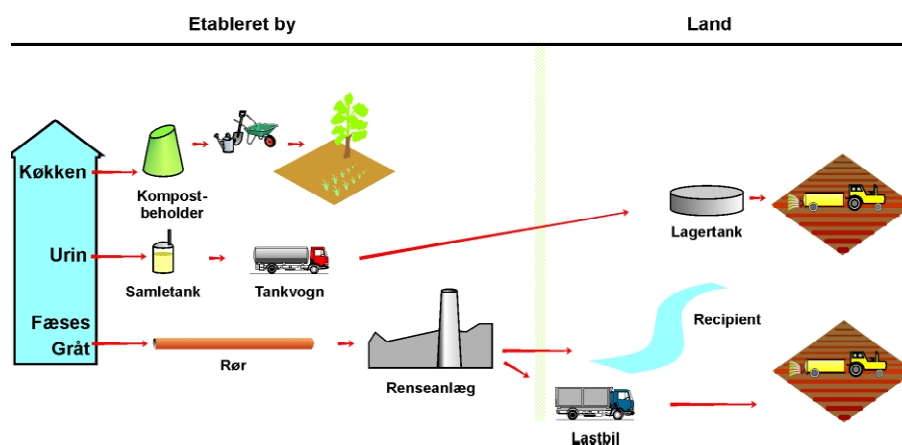
Driftudgifter til rør og brønde på grunden er beregnet ud fra forventet levetid på 30 år \Rightarrow 3,33% skal renoveres pr.år \Rightarrow 223 kr./(år·person).

Driftudgifter til det offentlige kloaknet er beregnet ud fra forventet levetid på 30 år \Rightarrow 3,33% skal renoveres pr.år \Rightarrow 333 kr./(år·person).

Tabel E 1.2 Vurdering af systemet

Kriterium	Vurdering 1=dårligst 10=bedst	Vurdering i ord
Sundhedsmæssige forhold lokalt	9	Det er kun køkkenaffaldet der skal sorteres lokalt.
Professionelle arbejdsforhold	8	Kloakarbejdere og ansatte på renseanlæg har ofte direkte kontakt med spildevandet.
Driftsikkerhed og vedligeholdelse	8	Driftsikkerheden for den enkelte boligejer, og for renseanlægget er rimelig stor. Driftsikkerheden for det centrale komposteringsanlæg er dog mindre, mens kravet til vedligeholdelse er stort.
Teknologisk stade	8	Teknologien har været afprøvet igennem de sidste 50 år. Erfaringerne herhjemme med central kompostering er dog begrænsede.
Brug og renholdning	9	Toilettet er et almindelig vandskylende toilet som brugerne er vant til. Ingen større krav til brug og rengøring.
Lokal deltagelse	3	Der er stort set ikke nogen lokaldeltagelse med det sorte spildevand. Køkkenaffaldet skal derimod sorteres.
Robusthed	8	Spildevandsdelen er meget robust, kan håndtere hvad brugerne end tilfører det. Komposteringsdelen afhænger af at brugerne sorterer affaldet i de rigtige fraktioner.
Fleksibilitet	3	Ikke særligt fleksibelt overfor ændringer i affaldshåndteringen.

E 2. Lokal kompostering af køkkenaffald. Urin opsamling. Fækalier og gråt spildevand til konventionelt renseanlæg



BESKRIVELSE AF SYSTEMET

Lokalkompostering af køkkenaffald er en udbredt metode til håndtering af køkkenaffald. Lokal kompostering af køkkenaffald foretages fortrinsvis i rækkehus og villaområder, men der er også eksempler på at det foregår i tætbykerne. Det lokalt komposterede køkkenaffald anvendes lokalt. Urinen ledes fra det urinsortende toilet til urintanken, der tømmes 1-2 gange pr. år afhængigt af belastningen.

Fækalier og det grå spildevand ledes via kloaknettet til renseanlægget, hvorfra det rensede spildevand ledes til en recipient og slammet slutdisponeres på landbrugsmark.

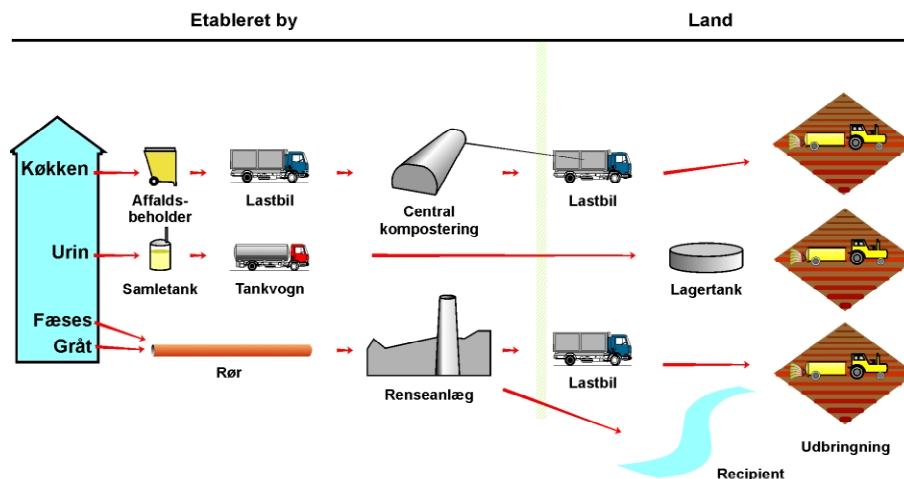
Tabel E 2.1 Energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale/(person · år).

	Enhed	Konventionelt renseanlæg	Lokal kompostering af køkkenaffald	Urin opsamling	I alt
Energiforbrug	kWh	-3,8	-4,1	-45,1	-53
Økonomi:					
Person/år	Kr.	1.380	44	1.372	2.796
Nutidsværdi	Kr.	18.666	499	16.213	35.378
Recirkulerings-potentiale	kg N	0,72	0,24	3,60	4,56
	kg P	0,26	0,10	0,55	0,91
	kg K	0,08	0,15	0,90	1,13
Se bilag		2A	2C	2D	

Tabel E 2.2 Vurdering af systemet

Kriterium	Vurdering 1=dårligst 10=bedst	Vurdering i ord
Sundhedsmæssige forhold lokalt	6	Køkkenaffald sorteres og komposteres lokalt. Urinen sorteres lokalt.
Professionelle arbejdsforhold	6	Kloakarbejdere og ansatte på renseanlæg har ofte direkte kontakt med spildevandet. Der kan opstå problemer ved arbejde med urin opsamlingsstanken.
Driftssikkerhed og vedligeholdelse	7	Driftssikkerheden for den enkelte boligejer, og for renseanlægget er rimelig stor. Driftssikkerheden for urin opsamlingsystemet er dog mindre, og kravet til vedligeholdelse større.
Teknologisk stade	6	Erfaringerne herhjemme med urinopsamling er begrænsede. For de øvrige teknologier har de været afprøvet igennem de sidste 50 år.
Brug og renholdning	6	Toilettet er et urin sorterende toilet som brugerne er ikke er vandt til. Toilettet og urin opsamlings-systemet stiller større krav til brug og rengøring.
Lokal deltagelse	6	Køkkenaffaldet skal sorteres og komposteres. Urinopsamlingen stiller krav til valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Robusthed	6	Spildevandsdelen er meget robust, kan håndtere hvad brugerne end tilfører det. Komposteringsdelen afhænger af at brugerne sorterer affaldet i de rigtige fraktioner. Urin opsamlingsdelen afhænger af korrekt valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Fleksibilitet	7	Relativt fleksibelt overfor ændringer i affaldshåndteringen.

E 3. Central kompostering af køkkenaffald. Urin opsamling. Fækalier og gråt spildevand til konventionelt renseanlæg



BESKRIVELSE AF SYSTEMET

Køkkenaffaldet indsamles og milekomposteres centralt. Metoden har været anvendt gennem en årrække. Efter komposteringen anvendes komposten enten i landbrug eller hentes af private til haveformål. Urinen sorteres fra i toilettet, ledes til en husstandstank hvorfra den hentes en til to gange om året. Fækalier og det grå spildevand ledes til renseanlægget det rensede spildevand udledes i en recipient slammets slutdisponeres på landbrugsjord.

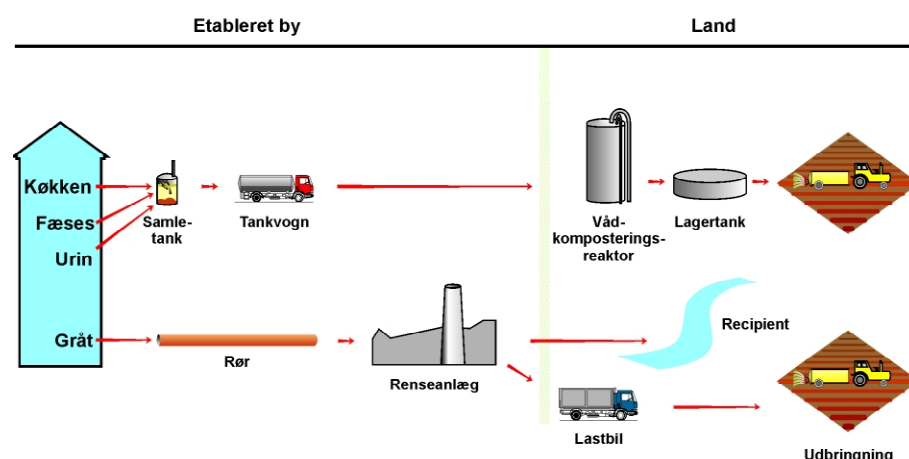
Tabel E 3.1 Energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale / (person · år).

	Enhed	Konventionelt renseanlæg	Milekompostering af køkkenaffald	Urin opsamling	I alt
Energiforbrug	kWh	-3,8	5,4	-45,1	-43,5
Økonomi:					
Person/år	Kr.	1.380	240	1.372	2.992
Nutidsværdi	Kr.	18.666	2.747	16.213	37.626
Recirkulerings-potentiale	kg N	0,72	0,30	3,60	4,62
	kg P	0,26	0,10	0,55	0,91
	kg K	0,08	0,15	0,90	1,13
Se bilag		2A	2B	2D	

Tabel E 3.2 Vurdering af systemet

Kriterium	Vurdering 1=dårligst 10=bedst	Vurdering i ord
Sundhedsmæssige forhold lokalt	8	Køkkenaffald og urinen sorteres lokalt.
Professionelle arbejdsforhold	6	Kloakarbedere og ansatte på renseanlæg har ofte direkte kontakt med spildevandet. Der kan opstå problemer ved arbejde med urin-opsamlingstanken.
Driftsikkerhed og vedligeholdelse	7	Driftsikkerheden for den enkelte boligejer, og for renseanlægget er rimelig stor. Driftsikkerheden for urin opsamlingsystemet er dog mindre, og kravet til vedligeholdelse større.
Teknologisk stade	5	Erfaringerne herhjemme med urinopsamling og central kompostering er begrænsede. Teknologien for konventionelt renseanlæg er velafprøvet.
Brug og renholdning	6	Toilettet er et urin sorterende toilet som brugerne er ikke er vandt til. Toilettet og urin opsamlings-systemet stiller større krav til brug og rengøring.
Lokal deltagelse	5	Køkkenaffaldet skal sorteres. Urin-opsamlingen stiller krav til valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Robusthed	5	Spildevandsdelen er meget robust, kan håndtere hvad brugerne end tilfører det. Komposteringsdelen afhænger af at brugerne sorterer affaldet i de rigtige fraktioner. Urin opsamlingsdelen afhænger af korrekt valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Fleksibilitet	6	Relativt fleksibelt overfor ændringer i affaldshåndteringen.

E 4. Vådkompostering af køkkenaffald, urin og fækalier. Gråt spildevand til konventionelt renseanlæg



BESKRIVELSE AF SYSTEMET

Urin og fækalier ledes til den samme samletank. For at reducere skyllevandsmængden mest muligt er installeret et urinsortende vakuumtoilet. Køkkenaffald tilføres samme samletank som urin og fækalier samles i. I vådkompostbeholderen omsættes det organiske materiale under udvikling af varme, herved homogeniseres og hygiejniseres det organiske affald hvorefter det kan anvendes til gødningsformål.

Det grå spildevand ledes via kloaknettet til renseanlægget, hvorfra det rensede spildevand ledes til en recipient og slammet sluttidponeres på landbrugsmark.

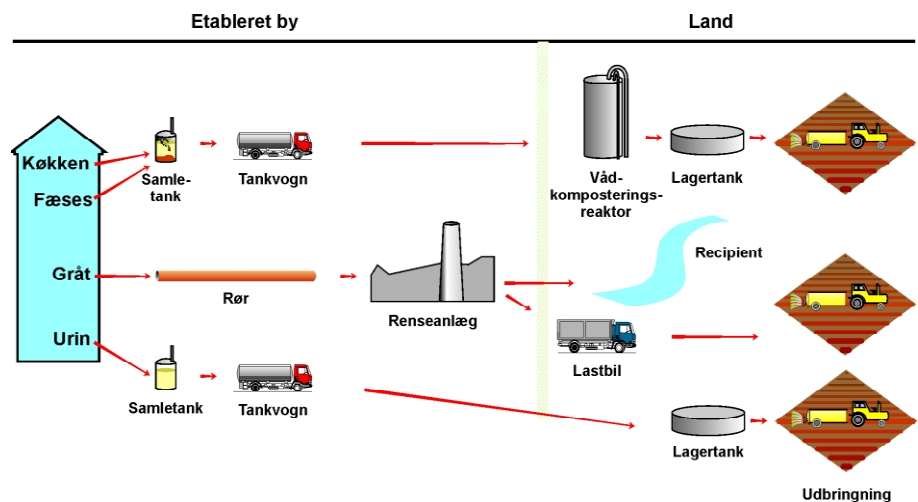
Tabel E 4.1 Energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale/(person·år).

	Enhed	Konventionelt renseanlæg	Vådkompostering	I alt
Energiforbrug	kWh	-1	15,7	14,7
Økonomi:				
Person/år	Kr.	1.332	1616	2.948
Nutidsværdi	Kr.	18.125	21.042	39.167
Recirkuleringspotentiale	kg N	0,40	5,00	5,40
	kg P	0,08	0,85	0,93
	kg K	0,04	1,45	1,49
Se bilag		2A	2E	

Tabel E 4.2 Vurdering af systemet

Kriterium	Vurdering 1=dårligst 10=bedst	Vurdering i ord
Sundhedsmæssige forhold lokalt	8	Køkkenaffald, fækalier og urinen opsamles lokalt.
Professionelle arbejdsforhold	8	Kloakarbejdere og ansatte på renseanlæg har ofte direkte kontakt med spildevandet. Der kan opstå problemer ved arbejde med samletanken.
Driftsikkerhed og vedligeholdelse	4	Driftsikkerheden for renseanlægget er rimelig stor. Driftsikkerheden for opsamlingsystemet til urin, fækalier og køkkenaffald er mindre, og kravet til vedligeholdelse større. Det samme gælder for selve vådkomposterings teknologien.
Teknologisk stade	3	Erfaringer herhjemme med våd kompostering findes ikke (Norge og Sverige). Teknologien for konventionelt renseanlæg er velafprøvet.
Brug og renholdning	6	Vådkomposterings-systemet stiller større krav til brug og rengøring. Toilettet skal være vand-besparende.
Lokal deltagelse	5	Køkkenaffaldet skal sorteres. Vådkomposteringen stiller krav til valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Robusthed	4	Håndteringen af det grå spildevand er meget robust, teknologien kan håndtere hvad brugerne end tilfører det. Vådkomposteringsdelen afhænger af at brugerne sorterer køkkenaffaldet i de rigtige fraktioner, og af korrekt valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Fleksibilitet	6	Relativt fleksibelt overfor ændringer i affaldshåndteringen.

E 5. Vådkompostering af køkkenaffald og fækalier. Urin opsamling. Gråt spildevand til konventionelt renseanlæg



BESKRIVELSE AF SYSTEMET

Fækalier og skyllevand suges via et urinsorterende vakuum toilet til en samletank. Urinen løber fra toilettet ved hjælp af gravitation til en urintank. Køkkenaffald opsamles i samme samletank som fækalierne og de transporteres til vådkompostreaktoren med tankvogn. I vådkompostreaktoren omsættes det organiske materiale under udvikling af varme herved homogeniseres og hygiejniseres det organiske affald hvorefter det kan anvendes til gødningsformål.

Det grå spildevand ledes via kloaknettet til renseanlægget, hvorfra det rensede spildevand ledes til en recipient og slammet sluttidponeres på landbrugsmark.

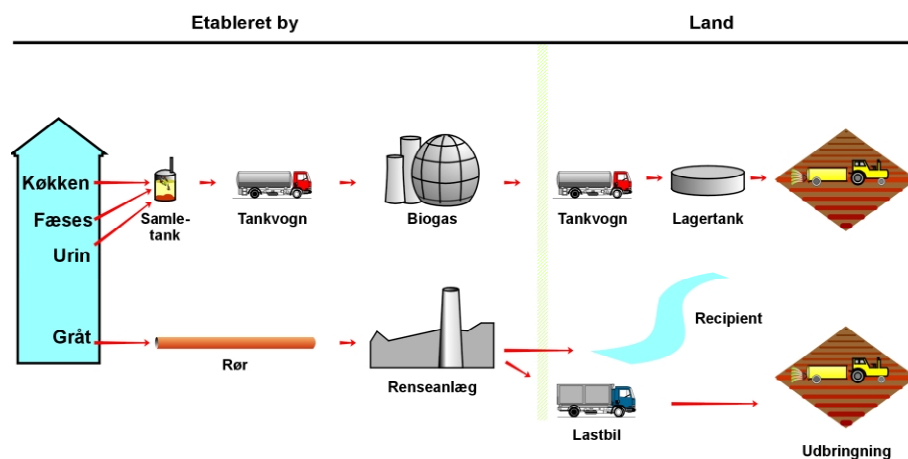
Table E 5.1 Energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale /(person-år).

	Enhed	Konventionelt renseanlæg	Vådkompostering	Urinopsamling	I alt
Energiforbrug	KWh	-1	28,1	-45,1	-18
Økonomi:					
Person/år	Kr.	1.332	1.325	1.372	4.029
Nutidsværdi	Kr.	18.125	17.198	16.213	51.536
Recirkuleringspotentiale	Kg N	0,40	1,00	3,60	5,0
	Kg P	0,08	0,30	0,55	0,93
	Kg K	0,04	0,50	0,90	1,44
Se bilag		2A	2E	2D	

Tabel E 5.2 Vurdering af systemet

Kriterium	Vurdering 1=dårligst 10=bedst	Vurdering i ord
Sundhedsmæssige forhold lokalt	8	Køkkenaffald og fækalier opsamles lokalt. Urinen sorteres lokalt.
Professionelle arbejdsforhold	6	Kloakarbejdere og ansatte på renseanlæg har ofte direkte kontakt med spildevandet. Der kan opstå problemer ved arbejde med samletankene.
Driftsikkerhed og vedligeholdelse	3	Driftsikkerheden for renseanlægget er rimelig stor. Driftsikkerheden for opsamlingsystemet til hhv. urin alene, og fækalier og køkkenaffald sammen er mindre, og kravet til vedligeholdelse større. Det samme gælder for selve vådkomposterings teknologien.
Teknologisk stade	2	Erfaringerne herhjemme med urinopsamling er begrænsede. Erfaringer herhjemme med våd kompostering findes ikke (Norge og Sverige). Teknologien for konventionelt renseanlæg er velafprøvet.
Brug og renholdning	5	Vådkomposterings-systemet stiller større krav til brug og rengøring. Toilettet skal være urinsorterende og vandbesparende.
Lokal deltagelse	6	Køkkenaffaldet skal sorteres. Vådkomposteringen stiller krav til valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Robusthed	3	Håndteringen af det grå spildevand er meget robust, teknologien kan håndtere hvad brugerne end tilfører det. Vådkomposteringsdelen afhænger af at brugerne sorterer køkkenaffaldet i de rigtige fraktioner, og af korrekt valg og anvendelse af rengøringsmidler. Urin opsamlingsdelen afhænger af korrekt valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Fleksibilitet	7	Relativt fleksibelt overfor ændringer i affaldshåndteringen.

E 6. Bioforgasning af køkkenaffald, fækalier og urin. Gråt spildevand til konventionelt renseanlæg



Tabel E 6.1 Energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale /(person-år).

	Enhed	Konventionelt renseanlæg	Bioforgasning	I alt
Energiforbrug	KWh	-1	-194	-195
Økonomi:				
Person/år	Kr.	1.332	1704	3.036
Nutidsværdi	Kr.	18.125	19.550	37.675
Recirkuleringspotentiale	Kg N	0,40	5,00	5,4
	Kg P	0,08	0,80	0,88
	Kg K	0,04	1,40	1,44
Se bilag		2A	2F	

Tabel E 6.2 Vurdering af systemet

Kriterium	Vurdering 1=dårligst 10=bedst	Vurdering i ord
Sundhedsmæssige forhold lokalt	8	Køkkenaffald, fækalier og urin opsamles lokalt.
Professionelle arbejdsforhold	8	Kloakarbejdere og ansatte på renseanlæg har ofte direkte kontakt med spildevandet. Der kan opstå problemer ved arbejde med samletankene.
Driftsikkerhed og vedligeholdelse	6	Driftsikkerheden for renseanlæg og biogasanlæg er rimelig stor. Der kan være problemer med bioforgasning ved den høje ammonium koncentration urinen giver anledning til. Driftsikkerheden for opsamlingsystemet til urin, fækalier og køkkenaffald er mindre, og kravet til vedligeholdelse større.
Teknologisk stade	7	Teknologierne er velafprøvede.
Brug og renholdning	5	Biogasanlægget stiller større krav til brug og rengøring. Toiletet skal være vandbesparende.
Lokal deltagelse	6	Køkkenaffaldet skal sorteres. Bioforgasningen stiller krav til valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Robusthed	5	Håndteringen af det grå spildevand er meget robust, teknologien kan håndtere hvad brugerne end tilfører det. Bioforgasningsdelen afhænger af at brugerne sorterer køkkenaffaldet i de rigtige fraktioner, og af korrekt valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Fleksibilitet	6	Relativt fleksibelt overfor ændringer i affaldshåndteringen.

E 7. Bioforgasning af køkkenaffald og fækalier. Urin opsamling. Gråt spildevand til konventionelt renselæg

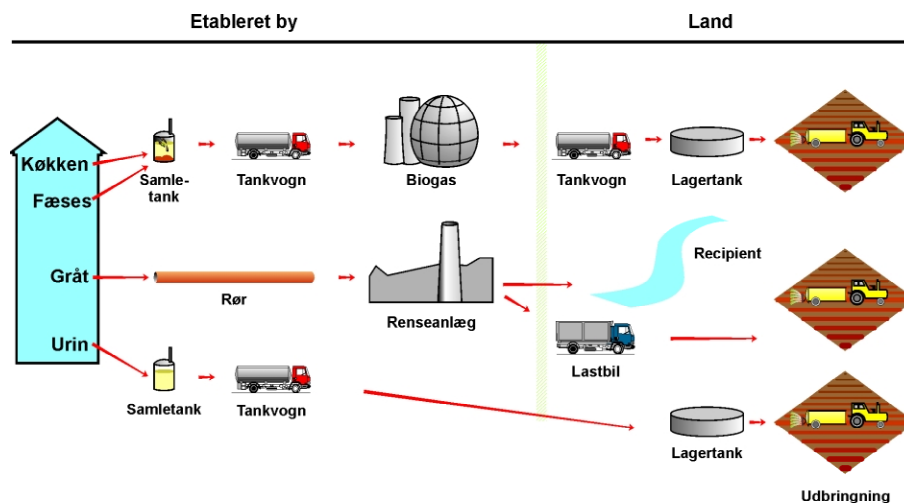


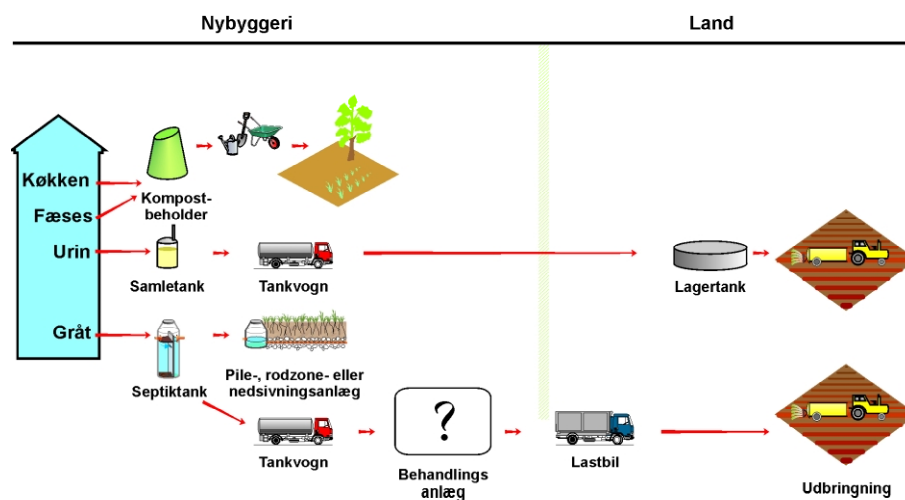
Table E 7.1 Energy consumption, economy and recycling potential / (person-year).

	Enhed	Konventionelt renselæg	Bioforgasning	Urin opsamling	I alt
Energiforbrug	KWh	-1	-135,1	-45,1	-181,2
Økonomi:					
Person/år	Kr.	1.332	1451	1.372	4.155
Nutidsværdi	Kr.	18.125	16.651	16.213	50.989
Recirkulerings-potentiale	kg N	0,40	1,00	3,60	5,0
	kg P	0,08	0,30	0,55	0,93
	kg K	0,04	0,50	0,90	1,44
Se bilag		2A	2F	2D	

Tabel E 7.2 Vurdering af systemet

Kriterium	Vurdering 1=dårligst 10=bedst	Vurdering i ord
Sundhedsmæssige forhold lokalt	8	Køkkenaffald, fækalier og urin opsamles lokalt.
Professionelle arbejdsforhold	6	Kloakarbedere og ansatte på renseanlæg har ofte direkte kontakt med spildevandet. Der kan opstå problemer ved arbejde med samletankene.
Driftsikkerhed og vedligeholdelse	6	Driftsikkerheden for renseanlægget og biogasanlæg er rimelig stor. Driftsikkerheden for opsamlingsystemet til hhv. urin alene, og fækalier og køkkenaffald sammen er mindre, og kravet til vedligeholdelse større.
Teknologisk stade	5	Erfaringerne herhjemme med urinopsamling er begrænsede. Teknologien for biogasanlæg og konventionelt renseanlæg er velafprøvet.
Brug og renholdning	5	Biogasanlægget stiller større krav til brug og rengøring. Toiletet skal være urinsorterende og vandbesparende.
Lokal deltagelse	6	Køkkenaffaldet skal sorteres. Urin opsamlingen og bioforgasningen stiller krav til valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Robusthed	5	Håndteringen af det grå spildevand er meget robust, teknologien kan håndtere hvad brugerne end tilfører det. Bioforgasningsdelen afhænger af at brugerne sorterer køkkenaffaldet i de rigtige fraktioner, og af korrekt valg og anvendelse af rengøringsmidler. Urin opsamlingsdelen afhænger af korrekt valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Fleksibilitet	7	Relativt fleksibelt overfor ændringer i affaldshåndteringen.

E 8. Lokal kompostering af køkkenaffald og fækalier. Urin opsamling. Nedsivning af gråt spildevand.



BESKRIVELSE AF SYSTEMET

Lokalkompostering af køkkenaffald og fækalier, foretages kun få steder i Danmark. Ved komposteringen reduceres fækaliernes og køkkenaffaldets masse. Urinen ledes fra det urinsortende toilet til urintanken, der tømmeres 1-2 gange pr. år afhængigt af belastningen.

Det grå spildevand ledes til en septiktank, hvor en del af det suspenderede stof fjernes så nedsivningsanlægget ikke tilstoppes. Spildevandet ledes til nedsivningsanlægget ved gravitation, og siver her ned i jorden via et infiltrationsområde. Det behandlede vand ledes til grundvandszonen.

Table E 8.1 Energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale /(person-år).

	Enhed	Nedsivnings anlæg	Lokal kompostering af køkkenaffald og fækalier	Urin opsamling	I alt
Energiforbrug	KWh	1	-7,8	-45,1	-51,9
Økonomi:					
Person/år	Kr.	780	87	1.372	2.239
Nutidsværdi	Kr.	8.930	1477	16.213	26.620
Recirkulerings potentiale	kg N	0,06	0,40	3,60	4,06
	kg P	0,02	0,30	0,55	0,87
	kg K	0,03	0,40	0,90	1,33
Se Bilag		2G	2C	2D	

Tabel E 8.2 Vurdering af systemet

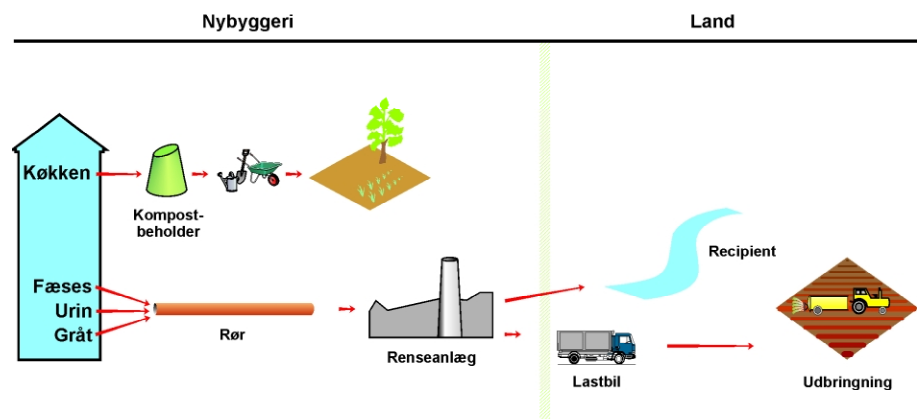
Kriterium	Vurdering 1=dårligst 10=bedst	Vurdering i ord
Sundhedsmæssige forhold lokalt	2	Køkkenaffald sorteres og komposteres sammen med det indsamlede fækalier lokalt. Urinen sorteres lokalt. Det grå spildevand nedsives lokalt.
Professionelle arbejdsforhold	1	Der vil være betydelige hygiejnemæssige problemer i forbindelse med håndteringen af fækalier. Der kan opstå problemer ved arbejde med urinopsamlingstanken.
Driftssikkerhed og vedligeholdelse	4	Driftssikkerheden for nedsivningsanlægget er rimelig. Driftssikkerheden for urinopsamlings- og komposterings-systemet er dog mindre, og kravet til vedligeholdelse større.
Teknologisk stade	6	Erfaringerne herhjemme med urinopsamling er begrænsede. For de øvrige teknologier har de været afprøvet igennem de sidste 50 år.
Brug og renholdning	6	Toilettet er et urin sorterende toilet uden vandskyl, som brugerne er ikke er vandt til. Toilettet og urinopsamlingssystemet stiller større krav til brug og rengøring.
Lokal deltagelse	9	Køkkenaffaldet skal sorteres og komposteres sammen med de indsamlede fækalier. Både urinopsamlingen og nedsivningen stiller krav til valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Robusthed	5	Komposteringsdelen afhænger af at brugerne sorterer køkkenaffaldet i de rigtige fraktioner og det ikke tilføres dele/stoffer der kan hæmme processen. Nedsivnings- og urin opsamlingsdelen afhænger af korrekt valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Fleksibilitet	9	Fleksibelt overfor ændringer i affaldshåndteringen.

4.6 Systemdiagrammer for nybyggeri

Følgende systemdiagrammer for nybyggeri gennemgås i det følgende afsnit:

- N 1. Lokal kompostering af køkkenaffald. Spildevand ledes til konventionelt renselanlæg.
- N 2. Lokal kompostering af køkkenaffald. Urin opsamling. Nedsivning af gråt spildevand og fækalier.
- N 3. Lokal kompostering af køkkenaffald og fækalier. Urin opsamling. Nedsivning af gråt spildevand, (lig systemdiagram E 8).
- N 4. Vådkompostering af køkkenaffald, urin og fækalier. Gråt spildevand nedsives.
- N 5. Vådkompostering af køkkenaffald og fækalier. Urin opsamling. Gråt spildevand nedsives.
- N 6. Bioforgasning af urin, fækalier og køkkenaffald. Gråt spildevand nedsives.
- N 7. Bioforgasning af fækalier og køkkenaffald. Urin opsamling. Gråt spildevand nedsives.
- N 8. Central kompostering af køkkenaffald. Spildevand ledes til konventionelt renselanlæg, (lig systemdiagram E 1).
- N 9. Central kompostering af køkkenaffald. Urin opsamling. Fækalier og gråt spildevand til konventionelt renselanlæg, (lig systemdiagram E 3).

N 1. Køkkenaffald komposteres lokalt. Spildevand ledes til konventionelt renselæg.



BESKRIVELSE AF SYSTEMET

Lokalkompostering af køkkenaffald og central rensning af sort og gråt spildevand, er en udbredt håndtering af spildevand og køkkenaffald. Lokal kompostering af køkkenaffald foretages fortrinsvis i rækkehus og villaområder, men der er også eksempler på at det foregår i tætbykerne. Sammenblandingen af det sorte spildevand med gråt samt industrispildevand har medført at en stor del af det slam der genereres i renselæg ikke kan anvendes til jordbrugsformål. Det lokalt komposterede køkkenaffald anvendes lokalt og der sker derved ikke en recirkulering af næringsstoffer fra by til land.

Tabel N 1.1 Energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale/(person-år).

	Enhed	Konventionelt renselæg	Lokal kompostering af køkkenaffald	I alt
Energiforbrug	KWh	-0,3	-4,1	-4,4
Økonomi:				
Person/år	Kr.	2.044	44	2.088
Nutidsværdi	Kr.	27.493	499	27.992
Recirkuleringspotentiale	Kg N	0,83	0,24	1,07
	Kg P	0,81	0,10	0,91
	Kg K	0,09	0,15	0,24
Se bilag		2A	2C	

Ved beregning af nutidsværdi:

Der er anvendt anlægsomkostninger til renselæg fra Winther et al. 1998 (figur 9.6).

Anlægsomkostninger til rør og brønde på grunden er anslået til 20.000 pr. husstand, og der regnes med 3 personer pr. husstand \Rightarrow 6.700 kr/person.

Anlægsudgifter til det offentlige kloaknet finansieres ved tilslutningsbidraget på 30.000 kr. / ejendom. Med 3 personer/husstand \Rightarrow 10.000 kr/person.

Ved beregning af driftudgifter:

Der er anvendt driftudgifter til renselæg fra Winther et al. 1998 (figur 9.7).

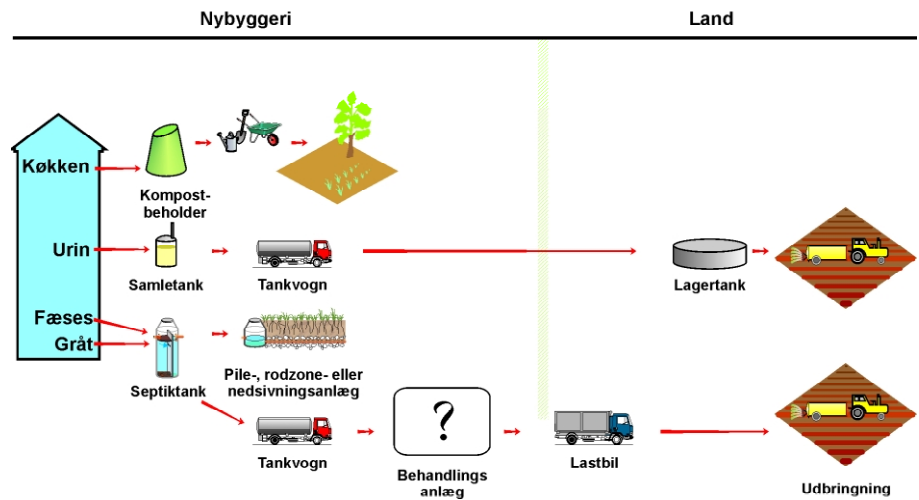
Driftudgifter til rør og brønde på grunden er beregnet ud fra en forventet levetid på 30 år \Rightarrow 3,33% skal renoveres pr. år \Rightarrow 223 kr./ (år-person).

Driftudgifter til det offentlige kloaknet er beregnet ud fra en forventet levetid på 30 år \Rightarrow 3,33% skal renoveres pr. år \Rightarrow 333 kr./ (år-person).

Tabel N 1.2 Vurdering af systemet.

Kriterium	Vurdering 1=dårligst 10=bedst	Vurdering i ord
Sundhedsmæssige forhold lokalt	7	Køkkenaffaldet sorteres og komposteres lokalt.
Professionelle arbejdsforhold	7	Kloakarbejdere og ansatte på renseanlæg har ofte direkte kontakt med spildevandet.
Driftsikkerhed og vedligeholdelse	7	Driftsikkerheden for den enkelte boligejer, og for renseanlægget er rimelig stor. Driftsikkerheden for det lokale komposteringsanlæg er dog mindre, mens kravet til vedligeholdelse er stort.
Teknologisk stade	9	Teknologien har været afprøvet igennem de sidste 50 år.
Brug og renholdning	9	Toilettet er et almindelig vandskylende toilet som brugerne er vant til. Ingen større krav til brug og rengøring.
Lokal deltagelse	5	Der er stort set ikke nogen lokaldeltagelse med det sorte spildevand. Køkkenaffaldet skal dog sorteres og komposteres lokalt.
Robusthed	7	Spildevandsdelen er meget robust, kan håndtere hvad brugerne end tilfører det. Komposteringsdelen afhænger af at brugerne sorterer affaldet i de rigtige fraktioner.
Fleksibilitet	5	Ikke særligt fleksibelt overfor ændringer i affaldshåndteringen.

N 2. Lokal kompostering af køkkenaffald. Urin opsamling. Nedsivning af gråt spildevand og fækalier



BESKRIVELSE AF SYSTEMET

Lokalkompostering af køkkenaffald er en udbredt metode til håndtering af køkkenaffald. Lokal kompostering af køkkenaffald foretages fortrinsvis i rækkehus og villaområder, men der er også eksempler på at det foregår i tætbykerne. Det lokalt komposterede køkkenaffald anvendes lokalt. Urinen ledes fra det urinsortende toilet til urintanken, der tømmes 1-2 gange pr. år afhængigt af belastningen.

Det grå spildevand og fækalierne ledes til en septiktank hvor en del af det suspenderede stof fjernes så nedsivningsanlægget ikke tilstoppes. Spildevandet ledes til nedsivningsanlægget ved gravitation, og siver her ned i jorden via et infiltrationsområde. Det behandlede vand ledes til grundvandszonen.

Tabel N 2.1 Energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale/(person-år).

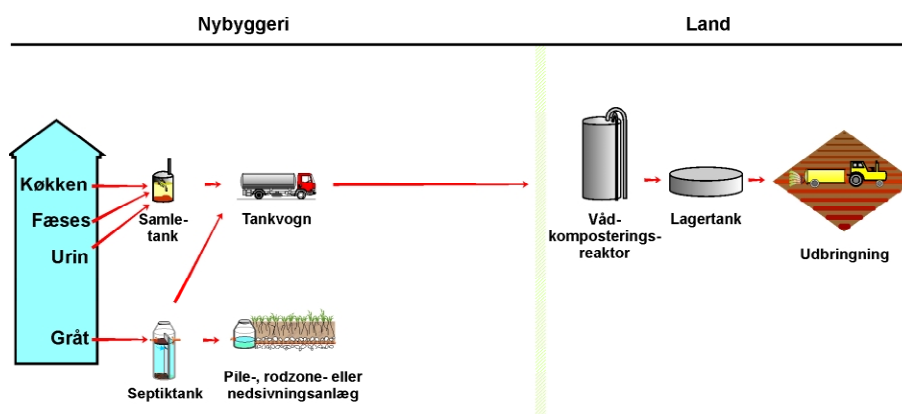
	Enhed	Nedsivnings-anlæg	Lokal kompostering af køkkenaffald	Urin opsamling	I alt
Energiforbrug	KWh	1,4	-4,1	-45,1	-47,8
Økonomi:					
Person/år	Kr.	910	44	1.372	2.326
Nutidsværdi	Kr.	10.466	499	16.213	27.178
Recirkulerings-potentiale	kg N	0,09	0,24	3,60	3,93
	kg P	0,04	0,10	0,55	0,69
	kg K	0,07	0,15	0,90	1,12
Se bilag		2G	2C	2D	

Tabel N 2.2 Vurdering af systemet

Kriterium	Vurdering 1=dårligst 10=bedst	Vurdering i ord
Sundhedsmæssige forhold lokalt	5	Køkkenaffald sorteres og komposteres lokalt. Urinen sorteres lokalt. Fækalier og det grå spildevand nedsives lokalt.
Professionelle arbejdsforhold	7	Der kan opstå problemer ved arbejde med urinopsamlingstanken.
Driftsikkerhed og vedligeholdelse	5	Driftsikkerheden for nedsivningsanlægget er rimelig. Driftsikkerheden for urinopsamlingsystemet er dog mindre, og kravet til vedligeholdelse større.
Teknologisk stade	6	Erfaringerne herhjemme med urinopsamling er begrænsede. For de øvrige teknologier har de været afprøvet igennem de sidste 50 år.
Brug og renholdning	6	Toilettet er et urin sorterende toilet som brugerne er ikke er vandt til. Toilettet og urinopsamlingsystemet stiller større krav til brug og rengøring.
Lokal deltagelse	8	Køkkenaffaldet skal sorteres og komposteres. Både urinopsamlingen og nedsivningen stiller krav til valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Robusthed	6	Komposteringsdelen afhænger af at brugerne sorterer affaldet i de rigtige fraktioner. Nedsivnings- og urinopsamlingsdelen afhænger af korrekt valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Fleksibilitet	9	Fleksibelt overfor ændringer i affaldshåndteringen.

N 3. Lokal kompostering af køkkenaffald og fækalier. Urinopsamling. Nedsivning af gråt spildevand, (Er lig systemdiagram E 8 se denne).

N 4. Vådkompostering af køkkenaffald, urin og fækaler. Gråt spildevand nedsives.



BESKRIVELSE AF SYSTEMET

Urin og fækaler ledes til den samme samletank. For at reducere skyllevandsmængden mest muligt er installeret et urinsortende vakuumtoilet. Køkkenaffald tilføres samme samletank som urin og fækaler samles i.

I vådkompostbeholderen omsættes det organiske materiale under udvikling af varme herved homogeniseres og hygiejniseres det organisk affald hvorefter det kan anvendes til gødningsformål.

Det grå spildevand ledes til en septiktank hvor en del af det suspendede stof fjernes så nedsivningsanlægget ikke tilstoppes. Slammet fra septiktanken transporteres til vådkomposteringsbeholderen hvor det behandles med det øvrige affald. Spildevandet ledes til nedsivningsanlægget ved gravitation og siver her ned i jorden via et infiltrationsområde. Det behandlede vand ledes til grundvandszonen.

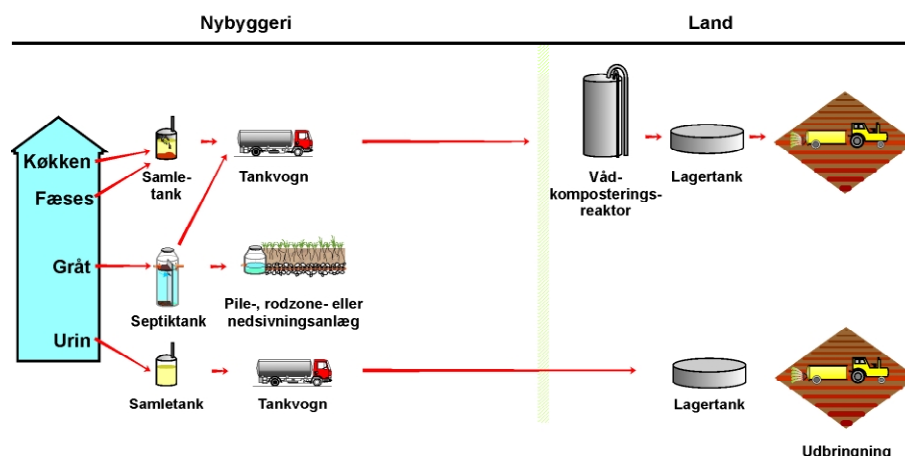
Tabel N 4.1 Energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale /(person-år).

	Enhed	Nedsivningsanlæg	Vådkompostering	I alt
Energiforbrug	kWh	1	15,7	16,7
Økonomi:				
Person/år	Kr.	780	1.616	2.396
Nutidsværdi	Kr.	8.930	21.042	29.972
Recirkulerings-Potentiale	kg N	0,06	5,00	5,06
	kg P	0,02	0,85	0,87
	kg K	0,03	1,45	1,48
Se bilag		2G	2E	

Tabel N 4.2 Vurdering af systemet.

Kriterium	Vurdering 1=dårligst 10=bedst	Vurdering i ord
Sundhedsmæssige forhold lokalt	7	Køkkenaffald, fækalier og urinen opsamles lokalt.
Professionelle arbejdsforhold	6	Der kan opstå problemer ved arbejde med samletanken.
Driftsikkerhed og vedligeholdelse	4	Driftsikkerheden for nedsivningsanlægget er rimelig. Driftsikkerheden for opsamlingsystemet til urin, fækalier og køkkenaffald er rimeligt. For selve vådkomposterings teknologien anslås driftsikkerheden som noget lavere og kravet til vedligeholdelse som noget større.
Teknologisk stade	4	Erfaringer herhjemme med våd kompostering findes ikke (Norge og Sverige). Teknologien for nedsivning er velafprøvet.
Brug og renholdning	6	Vådkomposterings-systemet stiller større krav til brug og rengøring. Toilettet skal være vand-besparende.
Lokal deltagelse	5	Køkkenaffaldet skal sorteres. Vådkomposteringen og nedsivningen stiller krav til valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Robusthed	4	Håndteringen af det grå spildevand er relativt robust. Vådkomposteringsdelen afhænger af at brugerne sorterer køkkenaffaldet i de rigtige fraktioner, og af korrekt valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Fleksibilitet	7	Relativt fleksibelt overfor ændringer i affaldshåndteringen.

N 5. Vådkompostering af køkkenaffald og fækalier. Urin opsamling. Gråt spildevand nedsives.



BESKRIVELSE AF SYSTEMET

Fækalierne skylles og suges via et urinsortierende vakuum toilet til en samletank. Urinen løber fra toilettet ved hjælp af gravitation til en urintank. Køkkenaffald opsamles i samme samletank som fækalierne og de transporteres til vådkompostreaktoren med tankvogn. I vådkompostreaktoren omsættes det organiske materiale under udvikling af varme herved homogeniseres og hygiejniseres det organiske affald hvorefter det kan anvendes til gødningsformål.

Det grå spildevand ledes til en septiktank hvor en del af det suspenderede stof fjernes så nedsivningsanlægget ikke tilstoppes. Slammet fra septiktanken transporteres til vådkomposteringsanlægget hvor det behandles med det øvrige affald. Spildevandet ledes til nedsivningsanlægget ved gravitation og siver her ned i jorden via et infiltrationsområde. Det behandlede vand ledes til grundvandszonen.

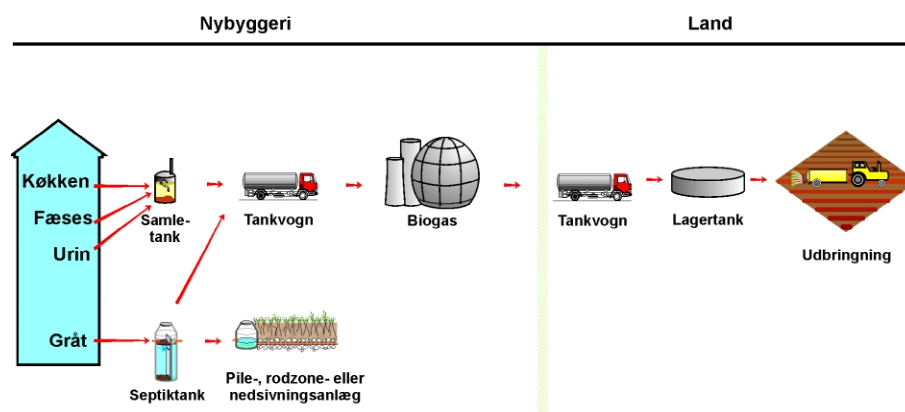
Table N 5.1 Energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale /(person·år).

	Enhed	Nedsivnings-anlæg	Vådkom-postering	Urin opsamling	I alt
Energiforbrug	kWh	1	28,1	-45,1	-16,0
Økonomi:					
Person/år	Kr.	780	1.325	1.372	3.477
Nutidsværdi	Kr.	8.930	17.198	16.213	42.341
Recirkulerings-potentiale	kg N	0,06	1,00	3,60	4,66
	kg P	0,02	0,30	0,55	0,87
	kg K	0,03	0,50	0,90	1,43
Se bilag		2G	2E	2D	

Tabel N 5.2 Vurdering af systemet

Kriterium	Vurdering 1=dårligst 10=bedst	Vurdering i ord
Sundhedsmæssige forhold lokalt	7	Køkkenaffald og fækalier opsamles lokalt. Urinen sorteres lokalt.
Professionelle arbejdsforhold	6	Der kan opstå problemer ved arbejde med samletankene.
Driftsikkerhed og vedligeholdelse	3	Driftsikkerheden for nedsivningsanlægget er rimelig stor. Driftsikkerheden for opsamlingsystemet til hhv. urin alene, og fækalier og køkkenaffald sammen er mindre, og kravet til vedligeholdelse større. Det samme gælder for selve vådkomposterings teknologien.
Teknologisk stade	2	Erfaringerne herhjemme med urinopsamling er begrænsede. Erfaringer herhjemme med våd kompostering findes ikke (Norge og Sverige). Teknologien for nedsivning er velafprøvet.
Brug og renholdning	5	Vådkomposterings-systemet stiller større krav til brug og rengøring. Toilettet skal være urinsorterende og vandbesparende.
Lokal deltagelse	6	Køkkenaffaldet skal sorteres. Vådkomposteringen og nedsivning stiller krav til valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Robusthed	4	Håndteringen af det grå spildevand er relativt robust. Vådkomposteringsdelen afhænger af at brugerne sorterer køkkenaffaldet i de rigtige fraktioner, og af korrekt valg og anvendelse af rengøringsmidler. Urin-opsamlingsdelen afhænger af korrekt valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Fleksibilitet	7	Relativt fleksibelt overfor ændringer i affaldshåndteringen.

N 6. Bioforgasning af urin, fækalier og køkkenaffald. Gråt spildevand nedsives.



BESKRIVELSE AF SYSTEMET

Urin og fækalier ledes til den samme samletank, for at reducere skyllevandsmængden mest muligt er installeret et urinsortierende vakuumtoilet. Køkkenaffald tilføres samme samletank som urin og fækalier samles i.

I biogasanlægget omsættes det organiske materiale under udvikling af metan. Omsætningen har derudover til formål at homogenisere og hygiejnisere det organisk affald hvorefter det kan anvendes til gødningsformål.

Det grå spildevand ledes til en septiktank hvor en del af det suspenderede stof fjernes så nedsivningsanlægget ikke tilstoppes. Slammet fra septiktanken transporteres til biogasanlægget hvor det behandles med det øvrige affald. Spildevandet ledes til nedsivningsanlægget ved gravitation og siver her ned i jorden via et infiltrationsområde. Det behandlede vand ledes til grundvandszonen.

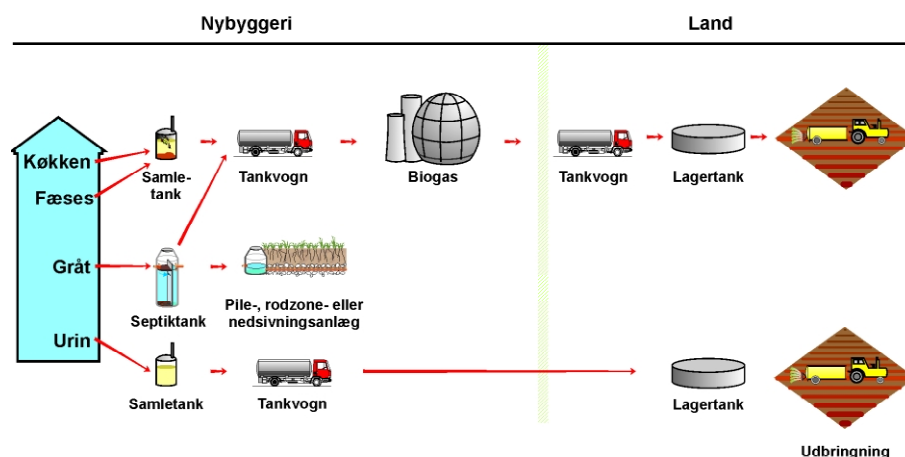
Tabel N 6.1 Energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale/(person·år).

	Enhed	Nedsivnings-anlæg	Bioforgasning	I alt
Energiforbrug	kWh	1	-194	-193
Økonomi:				
Person/år	Kr.	780	1.704	2.484
Nutidsværdi	Kr.	8.930	19.550	28.480
Recirkulerings-potentiale	kg N	0,06	5,00	5,06
	kg P	0,02	0,80	0,82
	kg K	0,03	1,40	1,43
Se bilag		2G	2F	

Tabel N 6.2 Vurdering af systemet

Kriterium	Vurdering 1=dårligst 10=bedst	Vurdering i ord
Sundhedsmæssige forhold lokalt	7	Køkkenaffald, fækalier og urin opsamles lokalt.
Professionelle arbejdsforhold	7	Der kan opstå problemer ved arbejde med samletankene.
Driftsikkerhed og vedligeholdelse	4	Driftsikkerheden for nedsivningsanlægget og biogasanlæg er rimelig stor. Der kan være problemer med bioforgasning ved den høje ammonium koncentration urinen giver anledning til. Driftsikkerheden for opsamlingsystemet til urin, fækalier og køkkenaffald er mindre, og kravet til vedligeholdelse større.
Teknologisk stade	7	Teknologierne er velafprøvede.
Brug og renholdning	5	Biogasanlægget stiller større krav til brug og rengøring. Toilettet skal være vandbesparende.
Lokal deltagelse	6	Køkkenaffaldet skal sorteres. Bioforgasningen stiller krav til valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Robusthed	5	Håndteringen af det grå spildevand er rimelig robust. Bioforgasningsdelen afhænger af at brugerne sorterer køkkenaffaldet i de rigtige fraktioner, og af korrekt valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Fleksibilitet	7	Relativt fleksibelt overfor ændringer i affaldshåndteringen.

N 7. Bioforgasning af fækalier og køkkenaffald. Urin opsamling. Gråt spildevand nedsives.



BESKRIVELSE AF SYSTEMET

Fækalierne skylles og suges via et urinsortierende vakuum toilet til en samletank. Urinen løber fra toilettet ved hjælp af gravitation til en urintank. Køkkenaffald opsamles i samme samletank som fækalierne og de transporteres til biogasanlægget med tankvogn. I biogasanlægget omsættes det organiske materiale under udvikling af metan omsætningen har derudover til formål at homogenisere og hygiejniserer det organisk affald hvorefter det kan anvendes til gødningsformål. Det grå spildevand ledes til en septiktank hvor en del af det suspenderede stof fjernes så nedsivningsanlægget ikke tilstoppes. Slammet fra septiktanken transporteres til vådkomposteringsanlægget hvor det behandles med det øvrige affald. Spildevandet ledes til nedsivningsanlægget ved gravitation og siver her ned i jorden via et infiltrationsområde. Det behandlede vand ledes til grundvandszonen.

Tabel N 7.1 Energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale / (person·år).

	Enhed	Nedsivningsanlæg	Bioforgasning	Urinopsamling	I alt
Energiforbrug	kWh	1	-135,1	-45,1	-179,2
Økonomi:					
Person/år	Kr.	780	1.451	1.372	3.603
Nutidsværdi	Kr.	8.930	16.651	16.213	41.794
Recirkuleringspotentiale	kg N	0,06	1,00	3,60	4,66
	kg P	0,02	0,30	0,55	0,87
	kg K	0,03	0,50	0,90	1,43
Se bilag		2G	2F	2D	

Tabel E 7.2 Vurdering af systemet

Kriterium	Vurdering 1=dårligst 10=bedst	Vurdering i ord
Sundhedsmæssige forhold lokalt	7	Køkkenaffald, fækalier og urin opsamles lokalt.
Professionelle arbejdsforhold	6	Der kan opstå problemer ved arbejde med samletankene.
Driftsikkerhed og vedligeholdelse	3	Driftsikkerheden for nedsivnings- og biogas-anlæg er rimelig stor. Driftsikkerheden for opsamlings-systemet til hhv. urin alene, og fækalier og køkkenaffald sammen er mindre, og kravet til vedligeholdelse større.
Teknologisk stade	5	Erfaringerne herhjemme med urinopsamling er begrænsede. Teknologien for bioforgasning og nedsivning er velafprøvet.
Brug og renholdning	5	Biogasanlægget stiller større krav til brug og rengøring. Toiletet skal være urinsorterende og vandbesparende.
Lokal deltagelse	7	Køkkenaffaldet skal sorteres. Urin opsamlingen, nedsivningsanlægget og bioforgasningen stiller krav til valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Robusthed	5	Håndteringen af det grå spildevand er relativt robust. Bioforgasningsdelen afhænger af at brugerne sorterer køkkenaffaldet i de rigtige fraktioner, og af korrekt valg og anvendelse af rengøringsmidler. Urin-opsamlingsdelen afhænger af korrekt valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Fleksibilitet	9	Relativt fleksibelt overfor ændringer i affaldshåndteringen.

5 Vurdering af håndteringssystemer i forhold til 5 boligtyper

I dette kapitel vurderes håndteringssystemerne først i forhold til hinanden. Derefter inddrages arealkravene og systemerne vurderes i forhold til boligtyperne.

5.1 Formålet med vurderingen

Formålet med vurderingen er at identificere de systemer der egner sig bedst til de forskellige boligtyper.

De forskellige systemer der er blevet behandlet i det foregående kapitel, har hver deres styrker og svagheder, hvilket i høj grad afhænger af hvilken boligtype de bliver implementeret i. Der er stor forskel på om man skal opbygge et håndteringssystem for et etagebyggeri eller for en kolonihave forening. I dag anvendes ét system til alle boligtyper, i fremtiden vil systemvalget sandsynligvis være afhængigt af den boligtype det skal anvendes i.

5.2 Vurderingsgrundlag

I kapitel 4 blev systemerne beskrevet i forhold til 11 kriterier. Her foretages nu en sammenlignende vurdering af systemerne. Vurderingen foretages på baggrund af de 11 kriterier som blev anvendt til beskrivelse af systemerne i kapitel 4. Kriterierne er: økonomi, recirkulering, energi, sundhedsmæssige forhold lokalt, professionelle arbejdsforhold, driftssikkerhed og vedligeholdelse, teknologisk stade, brug og renholdning, lokal deltagelse, robusthed, og fleksibilitet.

Dernæst vurderes de arealkrav der er til de enkelte løsninger. Vurderingen er baseret på de oplysninger omkring de 5 boligtyper der er beskrevet i kapitel 2.2. Det plantedækkede areal og det ubebyggede areal sammenholdes med arealkrav til lokal recirkulering og til implementering af komponenterne.

Ved implementering af nye teknologier må det vurderes om det nødvendige areal er til rådighed. Areal kravene er:

- Areal krav til etablering af tanke og beholdere over og under jorden
- Areal krav til rensning af det grå spildevand
- Areal krav til lokal recirkulering

Endeligt foretages en prioritering af systemer for de enkelte boligtyper. Prioriteringen baseres dels på den sammenlignende vurdering af systemerne og dels på vurderingen af arealkrav.

5.3 Sammenlignende vurdering af systemer

Som vurderingsmetode anvendes en multi-kriterie vurdering. Ved denne sammenlignende vurdering af de udvalgte teknologier, normaliseres kriterierne først. Normalisering udføres ved at værdisætte hvert kriterie, ved tildeling af en værdi fra 1 til 10. Disse værdier indikerer styrker og svagheder ved teknologien. Derefter vægtes vurderingen i forhold til aktørernes prioritering af kriterierne. Herved tydeliggøres i hvilken grad teknologierne tilfredsstillende de forskellige aktørers krav til et system for

affaldshåndtering. Teknologierne kan herved sammenlignes indbyrdes, hvilke scorer højt og hvilke lavt. Desuden fremgår det hvor enige eller uenige aktørerne i deres vurdering af de enkelte teknologiske løsninger. Hvis samtlige aktører er enige om at en løsning scorer højt, ville denne løsning generelt kunne tilfredsstille alle interessenters krav til et affaldshåndterings-system. Er aktørerne meget uenige omkring hvor god en løsning er, kan implementeringen af en sådan løsning føre til utilfredshed og interessekonflikter.

For at kunne vurdere de 11 kriterier i forhold til hinanden defineres en fælles skala for kriterierne. Hvert kriterium normaliseres ved at tildeles en score i forhold til en skala fra 1 til 10. Hvor 1 står for dårligste og 10 for bedste præstation. Dette er vist i tabellerne 5.3.1 og 5.3.2 og figurerne 5.3.1 og 5.3.2 for hhv. etableret byggeri og nybyggeri. Kriterierne økonomi, recirkulering og energi er så vidt muligt normaliseret objektivt, mens de resterende kriteriers tildeling af score er sket rent subjektivt.

For økonomi, recirkulering og energiforbrug er beregningerne foretaget på baggrund af de valgte intervaller på hhv. fra 1.500 kr. til 4.500 kr. i årlig udgift pr. person; fra 0 til 6 kg kvælstof recirkuleret/(person·år), og energi forbruget fra -200 kWh/(person·år) til 50 kWh/person·år). Der regnes med lineær sammenhæng mellem score og hhv. udgifter, kvælstof recirkuleret og energiforbrug.

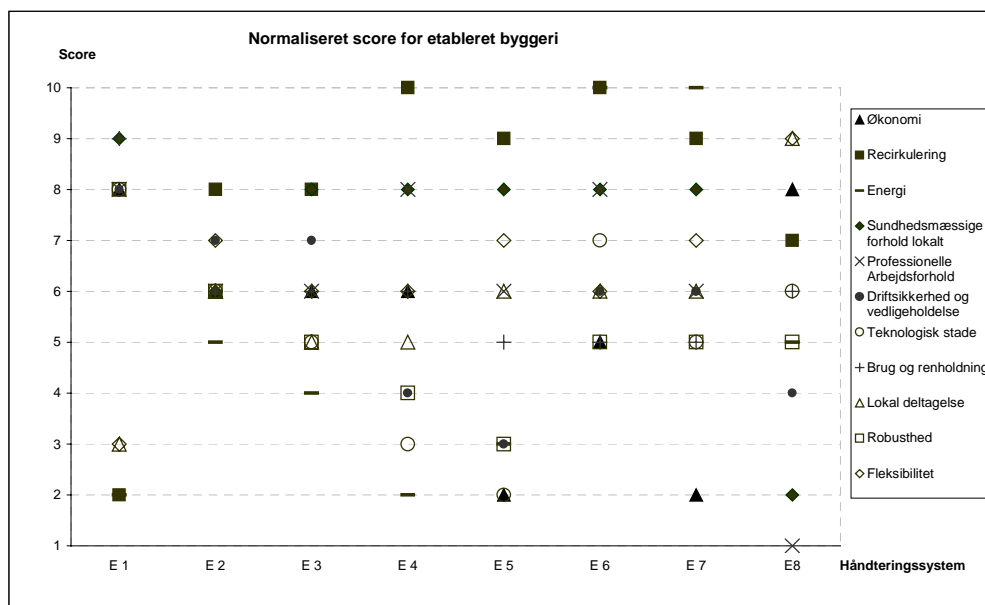
Som det ses af tabellerne 5.3.1 og 5.3.2 og figurerne 5.3.1 og 5.3.2 er der en meget stor spredning af score for alle systemerne. Da der kun er udvalgt systemer der fra et ingeniørmæssigt synspunkt ser fornuftige ud kunne man måske have forventet en noget mindre spredning, idet mest på de kvantitative parametre. Spredningen er især stor for E4, E5 og N3, (E8 er lig med N3), med jævn fordeling af score over hele skalaen. For system E,1 der er lig med N8, falder score i to grupper en med høje score mellem 8 og 9 og en med lave score mellem 2 og 3. Endelig er der systemer der med en smallere fordeling af score (E2, E3 og N2, N9 er lig med E3). Det er stor forskel på hvor højt systemerne scorer på et givent kriterie, ligesom de forskellige kriterier scorer meget forskelligt for et givent system. Der er ikke et system der gennemgående scorer enten højt eller lavt på alle kriterier.

Table 5.3.1 Normaliseret score for de 8 håndteringssystemer i etableret bebyggelse.

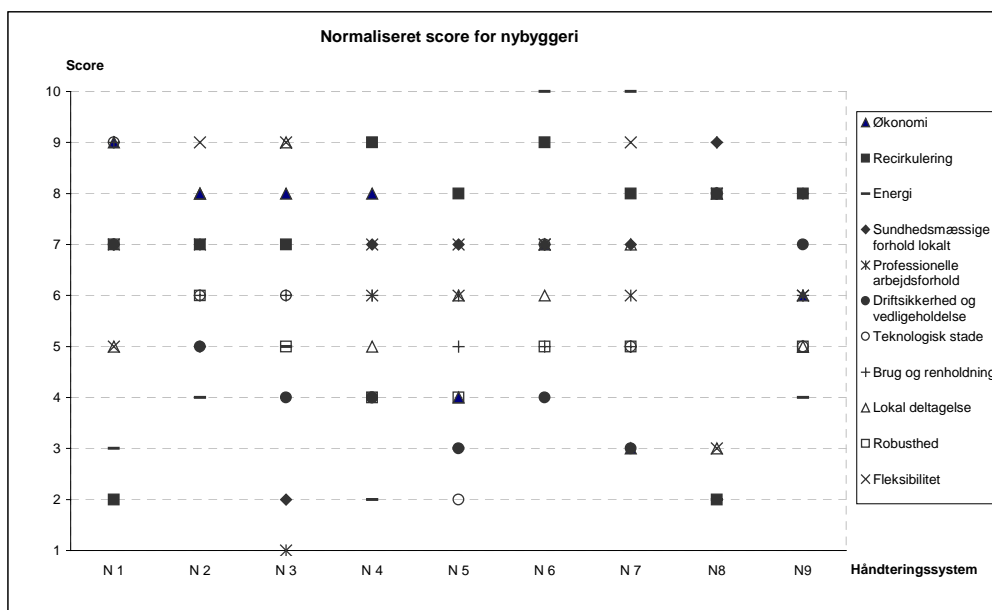
Vurderingskriterier	K, centkomp U, renseanlæg F, renseanlæg G, renseanlæg	K, lokalkomp U, opsamles F, renseanlæg G, renseanlæg	K, centkomp U, opsamles F, renseanlæg G, renseanlæg	K, vådkomp U, vådkomp F, vådkomp G, renseanlæg	K, vådkomp U, opsamles F, vådkomp G, renseanlæg	K, bioforgas U, bioforgas F, bioforgas G, renseanlæg	K, bioforgas U, opsamles F, bioforgas G, renseanlæg	K, lokalkomp U, opsamles F, lokalkomp G, nedsives
Økonomi	8	6	6	6	2	5	2	8
Recirkulering	2	8	8	10	9	10	9	7
Energi	2	5	4	2	3	10	10	5
Sundhedsmæssige forhold lokalt	9	6	8	8	8	8	8	2
Professionelle arbejdsforhold	8	6	6	8	6	8	6	1
Driftsikkerhed og vedligeholdelse	8	7	7	4	3	6	6	4
Teknologisk stade	8	6	5	3	2	7	5	6
Brug og renholdning	9	6	6	6	5	5	5	6
Lokal deltagelse	3	6	5	5	6	6	6	9
Robusthed	8	6	5	4	3	5	5	5
Fleksibilitet	3	7	6	6	7	6	7	9

Tabel 5.3.2 Normaliseret score for de 9 håndteringssystemer i nybyggeri.

Vurderingskriterier	K, lokalkomp U, renseanlæg F, renseanlæg G, renseanlæg	K, lokalkomp U, opsamles F, nedsives G, nedsives	K, lokalkomp U, opsamles F, lokalkomp G, nedsives	K, vådkomp U, vådkomp F, vådkomp G, nedsives	K, vådkomp U, opsamles F, vådkomp G, nedsives	K, bioforgas U, bioforgas F, bioforgas G, nedsives	K, bioforgas U, opsamles F, bioforgas G, nedsives	K, centkomp U, renseanlæg F, renseanlæg G, renseanlæg	K, centkomp U, opsamles F, renseanlæg G, renseanlæg
Økonomi	9	8	8	8	4	7	3	8	6
Recirkulering	2	7	7	9	8	9	8	2	8
Energi	3	4	5	2	3	10	10	2	4
Sundhedsmæssige forhold lokalt	7	5	2	7	7	7	7	9	8
Professionelle arbejdsforhold	7	7	1	6	6	7	6	8	6
Driftsikkerhed og vedligeholdelse	7	5	4	4	3	4	3	8	7
Teknologisk stade	9	6	6	4	2	7	5	8	5
Brug og renholdning	9	6	6	6	5	5	5	9	6
Lokal deltagelse	5	8	9	5	6	6	7	3	5
Robusthed	7	6	5	4	4	5	5	8	5
Fleksibilitet	5	9	9	7	7	7	9	3	6



Figur 5.3.1. Normaliseret score for kriterierne for de 8 håndteringssystemer for etableret byggeri.



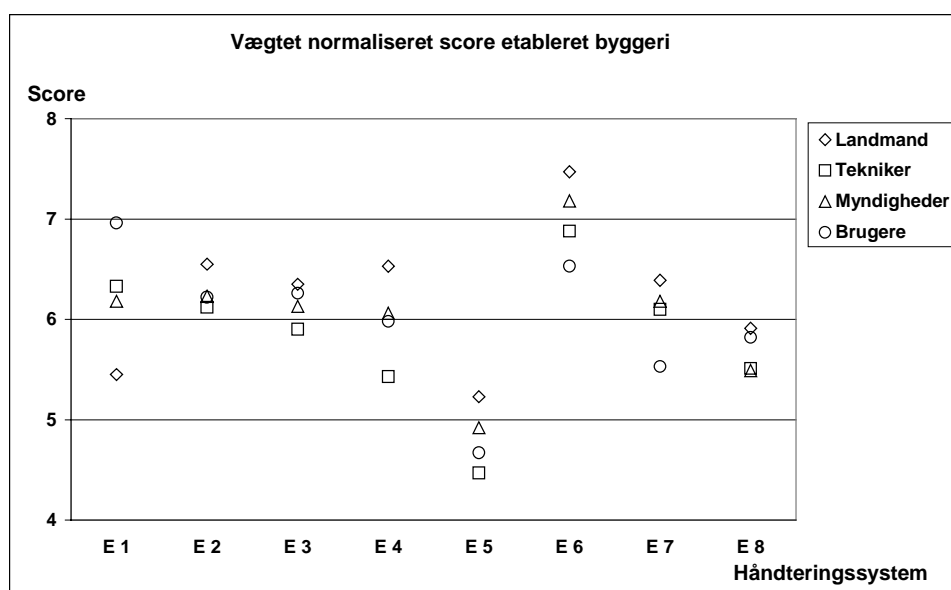
Figur 5.3.2. Normaliseret score for kriterierne for de 9 håndteringssystemer for nybyggeri.

De forskellige aktører i affaldshåndteringen vil ikke lægge samme vægt på de forskellige kriterier, de vil prioritere forskelligt. For fire grupper af aktører er opstillet en vægtning af de 11 kriterier, se tabel 5.3.3. Vægtningen er dels foretaget af deltagerne på dialogværkstedet, se afsnit 7.2., og dels på baggrund af en vægtning udført af projektdeltagerne.

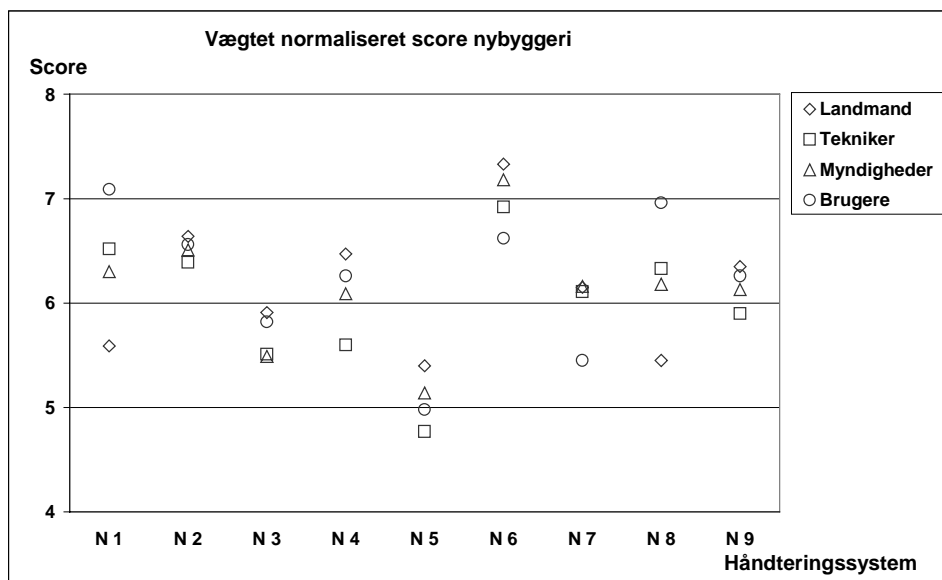
Tabel 5.3.3. Aktørernes vægtning af kriterier.

Vurderingskriterier	Landmænd	Teknikere	Myndigheder	Brugere
Økonomi	0,20	0,18	0,20	0,25
Recirkulering	0,27	0,04	0,12	0,07
Energi	0,10	0,15	0,12	0,05
Sundhedsmæssige forhold lokalt	0,04	0,10	0,12	0,15
Professionelle arbejdsforhold	0,10	0,10	0,12	0,05
Driftssikkerhed og vedligeholdelse	0,08	0,09	0,05	0,09
Teknologisk stade	0,02	0,05	0,05	0,06
Brug og renholdning	0,03	0,07	0,05	0,13
Lokal deltagelse	0,05	0,04	0,05	0,08
Robusthed	0,08	0,08	0,06	0,03
Fleksibilitet	0,03	0,10	0,06	0,04

De score som de forskellige håndteringssystemer har opnået ved normaliseringen til en værdi mellem 0 og 10 vægtes nu efter de fire aktørers prioritering/vægtning. Der opnås herved en vægtet normaliseret score, se figur 5.3.3 og 5.3.4. Disse figurer illustrerer, i hvilken grad de forskellige aktørers prioriteringer tilgodeses ved de forskellige håndteringssystemer. Desuden kan det ses hvor robuste løsningerne er i forhold til de forskellige aktørers prioriteringer. Det fremgår således at aktørerne er forholdsvis enige om hvilken score system 2 skal have, mens der er større uenighed om hvor god en løsning system 1 er.



Figur 5.3.3 Vægtet normaliseret score for de 8 håndteringssystemer for etableret byggeri.



Figur 5.3.4 Vægtet normaliseret score for de 9 håndteringssystemer for nybyggeri.

Udfaldsrummet for de vægtede normaliserede score er meget snævert, værdierne falder mellem 4,5 og 7,5. Langt de fleste systemer scorer værdier tæt på 6. Dette skyldes at der kun er valgt systemer der fra et ingeniørmæssigt synspunkt virker fornuftige. Hvis systemer, med en mere uhensigtsmæssig opbygning og håndtering, blev inkluderet i den sammenlignende vurdering, vil udfaldsrummet udvides.

På baggrund af robustheden af de vægtede normaliserede score, vist i tabellerne 5.3.3 og 5.3.4, vil håndteringssystemerne E2 og E3 være at fortrække frem for E1. Der er større enighed blandt aktørerne om hvor gode løsningerne E2 og E3 er end for løsning E1. Af samme årsag vil system N2 være at foretrække frem for N1, ligesom N9 vil foretrækkes fremfor N8.

5.4 Areal krav til teknologier

I det følgende gennemgås arealkrav til teknologierne. I tabel 5.3.1 og 5.3.2 vises arealkrav for de enkelte håndteringssystemer for henholdsvis etableret byggeri og nybyggeri. Det beregnede arealkravet til lokal recirkulering, sammenholdes med det plantedækkede areal.

Ved beregning af arealkravet til etablering af underjordiske tanke, er det antaget at tankene er kugleformede. Tværsnitsarealet af denne kugle ganges med to, for at få arealkravet over jorden. Ved beregning af arealkravet til etablering af beholdere over jorden, er tværsnitsarealet ligeledes ganget med 2.

Tabel 5.3.1 Arealkrav ved implementering af nye teknologier i etableret byggeri. Det antages her at en husstand er på 3 personer.

Systemer	K, centkomp U, renseanlæg F, renseanlæg G, renseanlæg	K, lokalkomp U, opsamles F, renseanlæg G, renseanlæg	K, centkomp U, opsamles F, renseanlæg G, renseanlæg	K, vådkomp U, vådkomp F, vådkomp G, renseanlæg	K, vådkomp U, opsamles F, vådkomp G, renseanlæg	K, bioforgas U, bioforgas F, bioforgas G, renseanlæg	K, bioforgas U, opsamles F, bioforgas G, renseanlæg	K, lokalkomp U, opsamles F, lokalkomp G, nedsives
Areal krav/husstand til etablering af:								
Beholdere og tanke								
Over jorden	-	2 m ²	-	-	-	-	-	4 m ²
Under jorden	-	4,5 m ²	4,5 m ²	8 m ²	10 m ²	8 m ²	10 m ³	4,5 m ²
Fælles rensning af gråt spildevand	-	-	-	-	-	-	-	15 m ²
Lokal recirkulation	-	45 m ²	-	-	-	-	-	67 m ²

Tabel 5.3.2 Arealkrav ved implementering af nye teknologier i nybyggeri. Det antages her at en husstand er på 3 personer.

Systemer	K, lokalkomp U, renseanlæg F, renseanlæg G, renseanlæg	K, lokalkomp U, opsamles F, nedsives G, nedsives	K, lokalkomp U, opsamles F, lokalkomp G, nedsives	K, vådkomp U, vådkomp F, vådkomp G, nedsives	K, vådkomp U, opsamles F, vådkomp G, nedsives	K, bioforgas U, bioforgas F, bioforgas G, nedsives	K, bioforgas U, opsamles F, bioforgas G, nedsives	K, centkomp U, renseanlæg F, renseanlæg G, renseanlæg	K, centkomp U, opsamles F, renseanlæg G, renseanlæg
Areal krav/husstand til etablering af:									
Beholdere og tanke									
Over jorden	2 m ²	2 m ²	4 m ²	-	-	-	-	-	-
Under jorden	-	4,5 m ²	4,5 m ²	8 m ²	10 m ²	8 m ²	10 m ²	-	4,5 m ²
Fælles rensning af gråt spildevand	-	20 m ²	15 m ²	15 m ²	15 m ²	15 m ²	15 m ²	-	-
Lokal recirkulation ¹	45 m ²	45 m ²	67 m ²	-	-	-	-	-	-

1) Her er det forudsat at kvælstofmængden reduceres med omkring 60% ved kompostering.

5.5 Prioritering af løsninger for de enkelte boligtyper

E1	K, centkomp U, renseanlæg F, renseanlæg G, renseanlæg
E2	K, lokalkomp U, opsamles F, renseanlæg G, renseanlæg
E3	K, centkomp U, opsamles F, renseanlæg G, renseanlæg
E4	K, vådkomp U, vådkomp F, vådkomp G, renseanlæg
E5	K, vådkomp U, opsamles F, vådkomp G, renseanlæg
E6	K, bioforgas U, bioforgas F, bioforgas G, renseanlæg
E7	K, bioforgas U, opsamles F, bioforgas G, renseanlæg
E8	K, lokalkomp U, opsamles F, lokalkomp G, nedsives

På baggrund af den sammenlignende vurdering af håndteringssystemerne og disses arealkrav i relation til boligtyper, foretages en samlet vurdering af hvilke håndteringssystemer, der skal prioriteres for hver boligtype.

Vurderingen af potentialet for lokal recirkulering er baseret på tabel 2.2.3, der viser andelen af det plantedækkede areal der kan gødes med bygødning. Vurderingen af arealkravet til implementering af teknologier er baseret på tabellerne 2.2.1, 5.3.1 og 5.3.2 der viser boligtypernes fordeling af arealer og arealkrav ved implementering af nye teknologier.

For at finde frem til hvilke håndteringssystemer der skal prioriteres for de forskellige boligtyper, sammenholdes det ubebyggede areal der er til rådighed i bebyggelsen med systemernes arealkrav, vist i tabel 5.3.1 og 5.3.2.

Tæt bykerne

I tæt bykerne er det ubebyggede areal meget begrænset. Dertil kommer at tilkørselsforholdene kan være problematiske på grund af smalle gader og kørselsforbud. Teknologier med lokal recirkulation eller stort plads og transport behov kan derfor være problematisk at implementere i denne boligtype.

Arealkrav ved lokal recirkulering

Lokal recirkulering af affaldsprodukter kan kun ske for et begrænset antal beboere. Recirkulering af komposteret fast køkkenaffald kan foretages af omkring 25% af beboerne. Her er det forudsat af kvælstof mængden reduceres med 60% ved kompostering.

Arealkrav til etablering af beholdere, tanke og nedsivningsanlæg

I tæt bykerne er ingen problemer med hensyn til arealkrav ved implementering af de teknologier der er udvalgt for det etablerede byggeri, undtagen løsningen med nedsivning af gråt spildevand, (E8).

Ved nybyggeri er der ingen problemer ved implementering af håndteringssystemer, med rensning af fækalier og gråt spildevand på konventionelt renseanlæg, (N1, N8 og N9). Her komposteres det organiske køkkenaffald central eller lokalt. Urinen ledes enten med det øvrige spildevand til renseanlæg eller opsamles for senere genanvendelse uden for lokalområdet. For de øvrige systemer er det angivne ubebyggede areal for tæt bykerne ikke tilstrækkeligt til etablering af nedsivningsanlæg. Ved etablering af systemer med tanke og beholdere vil 14-17% af det ubebyggede areal skulle inddrages til formålet. Ved etablering af systemer med nedsivningsanlæg, tanke og beholdere vil det være omkring 50% af det ubebyggede areal der skulle inddrages. Skal det grå spildevand nedsives, vil det optage uforholdsmæssigt meget plads og det kan derfor være nødvendigt at erhverve yderligere arealer til varetagelse af denne opgave.

Vurdering af systemløsninger

På grund af det begrænsede ubebyggede areal kan systemer med lokal recirkulation og lokal nedsivning af gråt spildevand ikke umiddelbart implementeres. Systemer med opsamling i tanke forudsætter gode tilkørselsforhold, hvilket ofte kan være et problem i ældre bydele.

For etableret byggeri vil der på denne baggrund kun være muligheder for systemer med central kompostering af det organiske køkkenaffald, rensning af fækalier og gråt spildevand på konventionelt renseanlæg. Der vil for de fleste eksisterende tætte bykerner være mulighed for etablering af tanke til urin opsamling. Hvor der ikke er mulighed for dette må urinen ledes med det øvrige spildevand til renseanlæg.

N1	K, lokalkomp U, renseanlæg F, renseanlæg G, renseanlæg
N2	K, lokalkomp U, opsamles F, nedsives G, nedsives
N3	K, lokalkomp U, opsamles F, lokalkomp G, nedsives
N4	K, vådkomp U, vådkomp F, vådkomp G, nedsives
N5	K, vådkomp U, opsamles F, vådkomp G, nedsives
N6	K, bioforgas U, bioforgas F, bioforgas G, nedsives
N7	K, bioforgas U, opsamles F, bioforgas G, nedsives
N8	K, centkomp U, renseanlæg F, renseanlæg G, renseanlæg
N9	K, centkomp U, opsamles F, renseanlæg G, renseanlæg

I nybyggeri er der mulighed for at etablere bedre tilkørselsforhold. Ved inddragelse af nærliggende arealer vil der yderligere være mulighed for etablering af nedsivningsanlæg på et fælles areal. Forudsat at nedsivning er mulig på det pågældende sted. Her vil det være nødvendigt at udvide det ubebyggede areal. Der er behov for omkring 4,5 m²/person. En anden mulighed er at udvide det plantedækkede areal fra 3,5 m²/person til 15 m². Således at det bliver muligt lokalt at recirkulere komposteret organisk køkkenaffald. Spørgsmålet er om dette byggeri så vil falde ind under karakteristikken for tæt bykerne længere. Der vil sandsynligvis også være mange nye bydele, hvor det ikke er muligt at etablere nedsivning af spildevand.

Anbefaling af systemer til tæt bykerne

For etableret byggeri anbefales systemerne der omfatter central kompostering af det organiske køkkenaffald, rensning af fækalier og gråt spildevand på konventionelt renseanlæg. Urinen ledes enten med det øvrige spildevand til renseanlæg eller opsamles for senere genanvendelse uden for lokalområdet (E1 og E3).

For nybyggeri er der ingen af de opstillede systemer der omfatter nedsivning af spildevand eller lokal kompostering der umiddelbart kan anbefales ud fra de angivne data for tæt bykerne. For nybyggeri anbefales derfor ligeledes systemerne der omfatter central kompostering af det organiske køkkenaffald, rensning af fækalier og gråt spildevand på konventionelt renseanlæg. Urinen ledes enten med det øvrige spildevand til renseanlæg eller opsamles for senere genanvendelse uden for lokalområdet (N8 og N9 der er lig med E1 og E3).

Åben bykerne

I åben bykerne er det ubebyggede areal begrænset, ligesom tilkørselsforholdene kan være problematiske. Både det tilgængelige areal og tilkørselsforholdene er dog bedre end for tæt bykerne. Teknologier med lokal recirkulation eller stort plads behov kan derfor også være problematiske at implementere i denne boligtype.

Arealkrav ved lokal recirkulering

Lokal recirkulering af affaldsprodukter kan kun ske for et begrænset antal beboere. Recirkulering af komposteret fast køkkenaffald kan foretages af omkring 33% af beboerne, forudsat at kvælstof mængden reduceres med 60% ved kompostering.

Arealkrav til etablering af beholdere, tanke og nedsivningsanlæg

I åben bykerne er ingen problemer med hensyn til arealkrav ved implementering af de teknologier der er udvalgt for det etablerede byggeri, undtaget løsningen med nedsivning af gråt spildevand, (E8).

Ved nybyggeri er der ingen problemer ved etablering af systemer bestående af lokal eller central kompostering af organisk køkkenaffald og rensning af spildevand på konventionelt renseanlæg (N1, N8 og N9). Urinen ledes enten med det øvrige spildevand til renseanlæg eller opsamles for senere genanvendelse uden for lokalområdet. For de øvrige systemer er der bedre plads til

etablering af tanke, beholdere og nedslivningsanlæg end i tæt bykerne. Dog vil 10-13% af det ubebyggede areal skulle inddrages ved etablering af systemer med tanke og beholdere. Ved etablering af systemer med nedslivningsanlæg, tanke og beholdere vil det være omkring 33% af det ubebyggede areal der skulle inddrages. Skal det grå spildevand nedslives, vil det optage uforholdsmæssigt meget plads og det kan derfor være nødvendigt at erhverve yderligere arealer til varetagelse af denne opgave.

Vurdering af systemløsninger

E1	K, centkomp U, renseanlæg F, renseanlæg G, renseanlæg
E2	K, lokalkomp U, opsamles F, renseanlæg G, renseanlæg
E3	K, centkomp U, opsamles F, renseanlæg G, renseanlæg
E4	K, vådkomp U, vådkomp F, vådkomp G, renseanlæg
E5	K, vådkomp U, opsamles F, vådkomp G, renseanlæg
E6	K, bioforgas U, bioforgas F, bioforgas G, renseanlæg
E7	K, bioforgas U, opsamles F, bioforgas G, renseanlæg
E8	K, lokalkomp U, opsamles F, lokalkomp G, nedslives

På grund af at det plantedækkede areal er begrænset, kan systemer med lokal recirkulation ikke umiddelbart implementeres. Det er muligt at nedslive spildevand lokalt, men det kan det være vanskeligt at finde areal hertil, da dette vil optage en stor del af friarealet. Tilkørselsforholdene og det tilgængelige ubebyggede areal tillader opsamling af affaldsprodukter i tanke. Systemer med opsamling i to tanke (E5, E7, N5 og N7), hører dog til de mere pladskrævende.

For etableret byggeri vil der på denne baggrund ikke være muligheder for systemer med lokal kompostering af det organiske køkkenaffald, (E2 og E8). Alle de øvrige systemløsninger for etableret byggeri er mulige. Af den sammenlignende vurdering af systemløsningerne, se figur 5.3.3, fremgår det at systemet med bioforgasning af køkkenaffald, urin og fækalier, (E6), er den løsning der vurderes at være bedst. Derudover vurderes løsningerne der omfatter central kompostering af det organiske køkkenaffald, samt rensning af fækalier og gråt spildevand på konventionelt renseanlæg, også relativt højt, (E1 og E3). Urinen ledes enten med det øvrige spildevand til rensningsanlæg eller opsamles for senere genanvendelse uden for lokalområdet. Løsningen med bioforgasning af køkkenaffald og fækalier samt opsamling af urin vurderes ligeledes relativt højt, (E7).

I nybyggeri er der mulighed for at etablere bedre tilkørselsforhold. Ved inddragelse af nærliggende arealer vil der yderligere være mulighed for etablering af nedslivningsanlæg på et fælles areal. Forudsat at nedslivning er mulig det pågældende sted. Løsninger med lokal kompostering af affald, kan ikke implementeres med mindre det plantedækkede areal udvides. Alle de øvrige systemløsninger for nybyggeri er mulige. Af den sammenlignende vurdering af systemløsningerne, se figur 5.3.4, fremgår det at systemet med bioforgasning af køkkenaffald, urin og fækalier, er den løsning der vurderes at være bedst (N6). Derudover vurderes løsningerne med central kompostering af det organiske køkkenaffald, rensning af fækalier og gråt spildevand på konventionelt renseanlæg relativt højt. Urinen ledes enten med det øvrige spildevand til renseanlæg eller opsamles for senere genanvendelse uden for lokal området (N8 og N9). Løsningen vådkompostering af køkkenaffald, urin og fækalier, (N4), og bioforgasning af køkkenaffald og fækalier samt opsamling af urin, (N7) vurderes knapt så højt.

Anbefaling af systemer til åben bykerne

For etableret byggeri anbefales løsningen med bioforgasning af køkkenaffald, urin og fækalier, (E6). Samt systemerne der omfatter central kompostering af det organiske køkkenaffald, samt rensning af fækalier og gråt spildevand på konventionelt renseanlæg, (E1 og E3). Urinen ledes enten med det øvrige spildevand til renseanlæg eller opsamles for senere genanvendelse uden for lokal området.

For nybyggeri anbefales systemerne med bioforgasning af køkkenaffald, urin og fækalier, (N6), og løsningen med vådkompostering af, (N4). Desuden anbefales løsningerne med central kompostering af det organiske køkkenaffald, rensning af fækalier og gråt spildevand på konventionelt renseanlæg,

(N8 og N9). Urinen ledes enten med det øvrige spildevand til renseanlæg eller opsamles for senere genanvendelse uden for lokal området.

Lejligheder

I lejlighedsbyggeri er der, i forhold til de ovenfor omtalte boligtyper, et større ubebygget areal, og dermed bedre plads til opsamlingsstanke og systemer med lokal recirkulation.

Arealkrav ved lokal recirkulering

Her er det muligt at recirkulere alt komposteret fast køkkenaffald. Der er dog ikke plads til at recirkulere fækalier komposteret sammen med fast køkkenaffald.

Arealkrav til etablering af beholdere, tanke og nedslivningsanlæg

I lejlighedsbyggeri er ingen problemer med hensyn til arealkrav ved implementering af de teknologier der er udvalgt for det etablerede byggeri.

Ved nybyggeri er der ingen problemer ved implementering af systemer med rensning af spildevand på konventionelt renseanlæg, (N1, N8 og N9). Ved etablering af systemer med tanke og beholdere vil 4-5% af det ubebyggede areal skulle inddrages til formålet. Ved etablering af systemer med nedslivningsanlæg, tanke og beholdere vil det være omkring 14% af det ubebyggede areal der skulle inddrages.

Vurdering af systemløsninger

Lokal recirkulering af komposteret køkkenaffald er mulig, men ikke lokal recirkulering af komposteret køkkenaffald og fækalier. Det er her muligt at nedslive spildevand lokalt, og tilkørselsforholdene og størrelsen af det tilgængelige ubebyggede areal tillader opsamling af affaldsprodukter i beholdere og tanke.

For etableret byggeri er alle systemløsninger for etableret byggeri mulige, undtagen systemet med lokal recirkulering af komposteret køkkenaffald og fækalier, (E8). Af den sammenlignende vurdering af systemløsningerne, se figur 5.3.3, fremgår det at systemet med bioforgasning af køkkenaffald, urin og fækalier (E6), er den løsning der vurderes at være bedst. Løsningerne med kompostering af køkkenaffaldet og rensning af spildevandet på konventionelt renseanlæg, evt. kombineret med urinopsamling, (E1, E2 og E3), vurderes ligeledes højt. Endelig vurderes løsningen med bioforgasning af køkkenaffald og fækalier kombineret med urin opsamling (E7) mindre højt

For nybyggeri vil der ikke være mulighed for systemet med lokal kompostering af både det organiske køkkenaffald og fækalier, (N3). Alle de øvrige systemløsninger for nybyggeri er mulige, forudsat at nedslivning er mulig på det pågældende sted. Af den sammenlignende vurdering af systemløsningerne, se figur 5.3.4, fremgår det at systemet med bioforgasning af køkkenaffald, urin og fækalier (N6), er den løsning der vurderes at være bedst. Derudover vurderes løsningerne med lokal kompostering af køkkenaffald (N1 og N2) også relativt højt. Endelig kan løsningerne med central kompostering af køkkenaffald (N8 og N9) komme i betragtning.

Anbefaling af systemer til lejlighedsbyggeri

N1	K, lokalkomp U, renseanlæg F, renseanlæg G, renseanlæg
N2	K, lokalkomp U, opsamles F, nedslives G, nedslives
N3	K, lokalkomp U, opsamles F, lokalkomp G, nedslives
N4	K, vådkomp U, vådkomp F, vådkomp G, nedslives
N5	K, vådkomp U, opsamles F, vådkomp G, nedslives
N6	K, bioforgas U, bioforgas F, bioforgas G, nedslives
N7	K, bioforgas U, opsamles F, bioforgas G, nedslives
N8	K, centkomp U, renseanlæg F, renseanlæg G, renseanlæg
N9	K, centkomp U, opsamles F, renseanlæg G, renseanlæg

For etableret byggeri anbefales systemerne der omfatter bioforgasning af køkkenaffald, urin og fækaler, (E6). Ligeledes anbefales løsningerne med kompostering af køkkenaffaldet og rensning af spildevandet på konventionelt rensningsanlæg, (E1, E2 og E3), evt. kombineret med urinopsamling.

For nybyggeri anbefales systemet med bioforgasning af køkkenaffald, fækaler og urin, (N6), og løsningerne med lokal kompostering af køkkenaffald, hvor spildevandet enten ledes til konventionelt renseanlæg (N1), eller hvor urinen opsamles mens det resterende spildevand nedsives (N2). Endelig anbefales løsningerne med central kompostering af det organiske køkkenaffald, rensning af fækaler og gråt spildevand på konventionelt renseanlæg relativt højt. Urinen ledes enten med det øvrige spildevand til renseanlæg eller opsamles for senere genanvendelse uden for lokal området (N8 og N9).

Rækkehuse

Ved rækkehuse er der et stort ubebygget areal og dermed god plads til opsamlingsstanke og kompostbeholdere til systemer med lokal recirkulation .

Arealkrav ved lokalrecirkulering

Det plantedækkede areal i rækkehuse er relativt stort. Her kan både fækaler og køkkenaffald recirkuleres lokalt.

Arealkrav til etablering af beholdere, tanke og nedsivningsanlæg

I rækkehuse er der ingen problemer med hensyn til arealkrav ved implementering af de udvalgte teknologier for både etableret byggeri og nybyggeri. Ved etablering af nedsivningsanlæg, tanke og beholdere skal omkring 4% af det totale ubebyggede areal afstås hertil.

Vurdering af systemløsninger

Lokal recirkulering af komposteret køkkenaffald eller samkomposteret køkkenaffald og fækaler er mulig. Der er plads til at nedsive spildevand lokalt. Der er gode tilkørselsforhold og det tilgængelige ubebyggede areal tillader opsamling af affaldsprodukter i tanke.

Alle systemløsninger i etableret byggeri er mulige. Af den sammenlignende vurdering af systemløsningerne, se figur 5.3.3, fremgår det at systemet med bioforgasning af køkkenaffald, urin og fækaler (E6), er den løsning der vurderes at være bedst. Derudover vurderes løsningerne med kompostering af køkkenaffaldet og rensning af spildevandet på konventionelt renseanlæg, evt. kombineret med urinopsamling, (E1, E2 og E3), også relativt højt. Endelig vurderes kan løsningen med vådkompostering af køkkenaffald, urin og fækaler (E4), og løsningen med bioforgasning af køkkenaffald og fækaler kombineret med urinopsamling (E7) mindre højt.

Alle systemer for nybyggeri er ligeledes mulige, forudsat at nedsivning er mulig på det pågældende sted. Af den sammenlignende vurdering af systemløsningerne, se figur 5.3.4, fremgår det at system N6, bioforgasning af køkkenaffald, urin og fækaler, er den løsning der vurderes at være bedst. Derudover vurderes løsningerne med lokal kompostering af køkkenaffald (N1 og N2) også relativt højt. Løsningerne med central kompostering af køkkenaffald og spildevand til konventionelt renseanlæg, evt. kombineret med urinopsamling (N8 og N9), er de løsninger der kommer lige efter i vurderingen. Endelig kan løsningen med vådkompostering af køkkenaffald, urin og fækaler, N4 også komme i betragtning.

Anbefaling af systemer til rækkehuse

E1	K, centkomp U, renseanlæg F, renseanlæg G, renseanlæg
E2	K, lokalkomp U, opsamles F, renseanlæg G, renseanlæg
E3	K, centkomp U, opsamles F, renseanlæg G, renseanlæg
E4	K, vådkomp U, vådkomp F, vådkomp G, renseanlæg
E5	K, vådkomp U, opsamles F, vådkomp G, renseanlæg
E6	K, bioforgas U, bioforgas F, bioforgas G, renseanlæg
E7	K, bioforgas U, opsamles F, bioforgas G, renseanlæg
E8	K, lokalkomp U, opsamles F, lokalkomp G, nedsives

For etableret byggeri anbefales systemerne med bioforgasning af organisk affald (E6), samt systemerne med kompostering af køkkenaffaldet og rensning af spildevandet på konventionelt renseanlæg (E1, E2 og E3).

For nybyggeri anbefales systemerne med bioforgasning af køkkenaffald, urin og fækalier (N6), lokal kompostering af køkkenaffald (N1 og N2), central kompostering af køkkenaffald og spildevand til konventionelt renseanlæg, (N8 og N9), og vådkompostering af køkkenaffald, urin og fækalier (N4).

Villaer

Ved villaer er der et stort ubebygget areal og dermed god plads til opsamlingsstanke og kompostbeholdere til systemer med lokal recirkulation.

Arealkrav ved lokal recirkulering

Det plantedækkede areal pr. indbygger er ligeledes stort. Her kan både fækalier og køkkenaffald recirkuleres lokalt.

Arealkrav til etablering af beholdere, tanke og nedslivningsanlæg

I villaer er der ingen problemer med hensyn til arealkrav ved implementering af de udvalgte teknologier for både etableret byggeri og nybyggeri. Ved etablering af nedslivningsanlæg og tanke skal omkring 4% af det totale ubebyggede areal afstås hertil.

Vurdering af systemløsninger

Lokal recirkulering af komposteret køkkenaffald er muligt og lokal recirkulering af komposteret køkkenaffald og fækalier er muligt. Der er plads til at nedsive spildevand lokalt. Der er gode tilkørselsforhold og det tilgængelige ubebyggede areal tillader opsamling af affaldsprodukter i tanke.

Alle systemløsninger i etableret byggeri er mulige. Af den sammenlignende vurdering af systemløsningerne, se figur 5.3.3, fremgår det at systemmet med bioforgasning af køkkenaffald, urin og fækalier (E6), er den løsning der vurderes at være bedst. Derudover vurderes løsningerne med kompostering af køkkenaffaldet og rensning af spildevandet på konventionelt renseanlæg, evt. kombineret med urinopsamling, (E1, E2 og E3), også relativt højt. Endelig kan løsningerne med vådkompostering af køkkenaffald, urin og fækalier (E4), og løsningen med bioforgasning af køkkenaffald og fækalier kombineret med urin opsamling (E7), også tages i betragtning.

Alle systemer for nybyggeri er ligeledes mulige, forudsat at nedslivning er mulig på det pågældende sted. Af den sammenlignende vurdering af systemløsningerne, se figur 5.3.4, fremgår det at system N6, bioforgasning af køkkenaffald, urin og fækalier, er den løsning der vurderes at være bedst. Derudover vurderes løsningerne med lokal kompostering af køkkenaffald (N1 og N2) også højt. Løsningerne med central kompostering af køkkenaffald og spildevand til konventionelt renseanlæg, evt. kombineret med urinopsamling (N8 og N9), vurderes ligeledes relativt højt. Endelig kan løsningen med vådkompostering af køkkenaffald, urin og fækalier, N4 også komme i betragtning.

Anbefaling af systemer til villaer

For etableret byggeri anbefales systemet med bioforgasning af organisk affald (E6), kompostering af køkkenaffaldet og rensning af spildevandet på konventionelt renseanlæg (E1, E2 og E3), samt vådkompostering af køkkenaffald, urin og fækalier (E4).

N1	K, lokalkomp U, renseanlæg F, renseanlæg G, renseanlæg
N2	K, lokalkomp U, opsamles F, nedsives G, nedsives
N3	K, lokalkomp U, opsamles F, lokalkomp G, nedsives
N4	K, vådkomp U, vådkomp F, vådkomp G, nedsives
N5	K, vådkomp U, opsamles F, vådkomp G, nedsives
N6	K, bioforgas U, bioforgas F, bioforgas G, nedsives
N7	K, bioforgas U, opsamles F, bioforgas G, nedsives
N8	K, centkomp U, renseanlæg F, renseanlæg G, renseanlæg
N9	K, centkomp U, opsamles F, renseanlæg G, renseanlæg

For nybyggeri anbefales systemerne med bioforgasning af køkkenaffald, urin og fækalier (N6), lokal kompostering af køkkenaffald (N1 og N2), samt central kompostering af køkkenaffald og spildevand til konventionelt renselanlæg, (N8 og N9).

Kolonihaver

Ved kolonihaver er der et stort ubebygget areal og dermed god plads til opsamlingsstanke og kompostbeholdere til systemer med lokal recirkulation. Dog kan tilkørselsforholdene være problematiske på grund af smalle stier og kørselsforbud.

Arealkrav ved lokal recirkulering

Det plantedækkede areal pr. indbygger er stort. Her kan både fækalier og køkkenaffald recirkuleres lokalt.

E1	K, centkomp U, renselanlæg F, renselanlæg G, renselanlæg
E2	K, lokalkomp U, opsamles F, renselanlæg G, renselanlæg
E3	K, centkomp U, opsamles F, renselanlæg G, renselanlæg
E4	K, vådkomp U, vådkomp F, vådkomp G, renselanlæg
E5	K, vådkomp U, opsamles F, vådkomp G, renselanlæg
E6	K, bioforgas U, bioforgas F, bioforgas G, renselanlæg
E7	K, bioforgas U, opsamles F, bioforgas G, renselanlæg
E8	K, lokalkomp U, opsamles F, lokalkomp G, nedsives

Arealkrav til Ved etablering af beholdere, tanke og nedsivningsanlæg

I kolonihaver er der ingen problemer med hensyn til arealkrav ved implementering af de udvalgte teknologier for både etableret byggeri og nybyggeri.

Vurdering af systemløsninger

Lokal recirkulering af komposteret køkkenaffald eller af samkomposteret køkkenaffald og fækalier er mulig. Der er plads til at nedsive spildevand lokalt. Der er normalt ikke særligt gode tilkørselsforhold, derfor vil afhentning af affaldsprodukter i tankvogne være u hensigtsmæssigt. Kloakering af kolonihaveforeninger er ofte en u hensigtsmæssigt dyr løsning i forhold til de øvrige udgifter der er i forbindelse med kolonihaven og den tid brugerne opholder sig i den.

7 af de 8 systemløsninger der er til opstillet for etableret byggeri forudsætter kloakering af kolonihaverne. På grund af de ofte dårlige tilkørselsforhold er ingen af løsningerne med fælles opsamling af affald i tanke hensigtsmæssige, (E4, E5, E6 og E7). Da der er et stort haveareal hvor alt urin og køkkenaffald kan bruges er der ingen grund til at samle køkkenaffaldet ind til central kompostering, (E1 og E3).

Hvis haven er kloakeret er det systemmet med lokal kompostering af køkkenaffald, urinopsamling og resten af spildevandet til rensningsanlæg, (E2), der er det mest hensigtsmæssige og vurderes højest. Dog behøver urinen ikke at blive transporteret væk, men kan anvendes lokalt. Løsningen med lokal kompostering af køkkenaffald og fækalier, urinopsamling og nedsivning af det grå spildevand, (E8), kan også anvendes her.

I haver der ikke er kloakerede vurderes løsningen med lokal kompostering af køkkenaffald og fækalier, urinopsamling og nedsivning af det grå spildevand, (E8), at være den bedste. Urinen kan anvendes lokalt hvorved transport udgiften for urin og udgift til lagertank bortfalder. Desuden kan der vælges en billigere samletank, f.eks plastikdunke.

6 af de 9 systemer for nybyggeri forudsætter at nedsivning er mulig på det pågældende sted. Systemer med fællesopsamling i tanke er, som ovenfor omtalt, ikke hensigtsmæssige på grund af dårlige tilkørsels forhold, (N4, N5, N6 og N7). Da der er et stort haveareal hvor alt urin og køkkenaffald kan anvendes er vil det være en fordel at vil det være en fordel at håndtere affaldet lokalt fremfor at samle køkkenaffaldet ind til central kompostering, (N8 og N9). System N2 og N3 er derimod velegnede, da behandlingen i disse to systemer fortrinsvis finder sted på ejendommen. Som omtalt under

etableret byggeri, behøver urinen ikke at blive transporteret væk, men kan anvendes lokalt.

Ved at anvende en billigere samletank og eliminere transportudgiften og udgiften til lagertank for urin opnås betydelige økonomiske fordele. Ved urin opsamling i plastikdunke og lokal anvendelse af urinen, er den økonomiske besparelse på omkring 1.300 kr./ (person·år), (Eilersen, 2001).

Anbefaling af systemer til kolonihaver

For kolonihaver, hvor der er etableret kloaknet, anbefales det system som omfatter lokal kompostering af det organiske køkkenaffald, og rensning af spildevand på konventionelt renseanlæg (E2). hvor der ikke er kloakeret anbefales løsningen med lokal kompostering af køkkenaffald og fækalier, urin opsamling og nedsivning af gråt spildevand (E8).

E1	K, centkomp U, renseanlæg F, renseanlæg G, renseanlæg
E2	K, lokalkomp U, opsamles F, renseanlæg G, renseanlæg
E3	K, centkomp U, opsamles F, renseanlæg G, renseanlæg
E4	K, vådkomp U, vådkomp F, vådkomp G, renseanlæg
E5	K, vådkomp U, opsamles F, vådkomp G, renseanlæg
E6	K, bioforgas U, bioforgas F, bioforgas G, renseanlæg
E7	K, bioforgas U, opsamles F, bioforgas G, renseanlæg
E8	K, lokalkomp U, opsamles F, lokalkomp G, nedsives

For nybyggeri anbefales systemerne med urinopsamling og nedsivning af spildevand, kombineret med lokal kompostering af enten køkkenaffald (N2), eller køkkenaffald og fækalier sammen (N3).

For de tre systemer anbefales det at urinen anvendes på egen grund, hvilket vil formindske udgifterne til opsamlings- og lagertanke samt transport.

Anbefaling af systemer til de seks boligtyper

En oversigt over anbefalingerne af håndteringssystemer for de seks boligtyper i hhv. etableret byggeri og nybyggeri viser i tabel 5.5.1 og 5.5.2.

Tabel 5.5.1 Anbefalede systemer til de seks boligtyper i etableret by.

	Tæt bykerne	Åben bykerne	Leje ligheder	Række huse	Villaer	Koloni haver
E1	X	X	X	X	X	
E2			X	X	X	X
E3	X	X	X	X	X	
E4						
E5						
E6		X	X	X	X	
E7						
E8						X

Tabel 5.5.2 Anbefaling af systemer til de seks boligtyper ved nybyggeri

	Tæt bykerne	Åben bykerne	Leje ligheder	Række huse	Villaer	Koloni haver
N1			X	X	X	
N2			X	X	X	X
N3						X
N4		X		X	X	
N5						
N6		X	X	X	X	
N7						
N8	X	X	X	X	X	
N9	X	X	X	X	X	

N1	K, lokalkomp U, renseanlæg F, renseanlæg G, renseanlæg
N2	K, lokalkomp U, opsamles F, nedsives G, nedsives
N3	K, lokalkomp U, opsamles F, lokalkomp G, nedsives
N4	K, vådkomp U, vådkomp F, vådkomp G, nedsives
N5	K, vådkomp U, opsamles F, vådkomp G, nedsives
N6	K, bioforgas U, bioforgas F, bioforgas G, nedsives
N7	K, bioforgas U, opsamles F, bioforgas G, nedsives
N8	K, centkomp U, renseanlæg F, renseanlæg G, renseanlæg
N9	K, centkomp U, opsamles F, renseanlæg G, renseanlæg

6 Metode til valg af håndteringssystemer

Ved valg af håndteringssystemer for en given by skal der tages hensyn til de lokale forhold. I dette kapitel beskrives en metode til hvordan der kan vælges håndteringssystemer for forskellige boligområder i en by. For at kunne vælge håndteringssystemer skal boligmassen karakteriseres, affaldsmængden skal fastlægges og det skal kortlægges hvordan boligtyperne fordeler sig. Det endelige systemvalg foretages på baggrund af boligtypernes karakteristika og de vurderinger af håndteringssystemerne der er foretaget i kapitel 5. Metoden blev anvendt på Hillerød by i kapitel 7.

6.1 Karakterisering af boligmassen

Boligmassen i byen karakteriseres med hensyn til husstandsstørrelse, opholdstiden i boligen med m.m. vist i tabel 6.1.1. Ved karakteriseringen af boligtyperne skal der såvidt det er muligt anvendes lokale data. Hvor det ikke er muligt at finde lokale data anvendes de generelle data fra tabel 2.2.1.

Tabel 6.1.1. Boligtypernes karakteristika

	Tæt bykerne	Åben bykerne	Lejligheder	Rækkehuse	Villaer	Kolonihaver
Antal beboere ⁽¹⁾ Personer						
Opholdstid i boligen ⁽²⁾ Dage/år Timer/dag						
Antal etager ⁽¹⁾						
Bebyggelsesprocent ⁽¹⁾ i procent						
Matrikelareal ⁽¹⁾ m ² pr. person						
Bebygget areal m ² pr. person						
Ubebygget areal m ² pr. person						
Plantedækket areal ⁽³⁾ i procent						
Plantedækket areal m ² pr. person						

6.2 Fastlæggelse af affaldsproduktionen

Ved fastlæggelse af affaldsproduktionen i boligen tages udgangspunkt i hvor mange timer /døgn og hvor mange dage om året husstanden er beboet. For urinen antages at den del der afleveres i hjemmet er ækvivalent med antal timer i døgnen beboerne er hjemme. For de øvrige fraktioner antages det at hovedparten afleveres i boligen, da madlavning, tøjvask og større toiletbesøg hovedsageligt foretages i hjemmet.

Som udgangspunkt kan benyttes de generelle data i kapitel 2, for afleveret andele af affald i husstanden:

50 % af urinen
 75 % af fækalierne
 90 % af køkkenaffaldet
 90 % af det grå spildevand

Hvis de generelle antagelser benyttes kan der opsamles følgende affaldsmængder i husholdninger se tabel 6.2.1.

Tabel 6.2.1. Affaldsmængder for husholdninger opdelt på kilder, opgivet som kg/(person·år). Baseret på Tabel 2.1.1.

	Fysiologisk		Køkken		Vask	
	Totalt	Fækalier	Urin	Vand	Fast Og bad	
Volumen i liter/(person·år) excl. Vandforsyningsvand						
Volumen af ressource	530	56	215	135	117	6,8
Mængder i kg/(person·år)						
Vådvægt	465	56	220	104	78	6,8
COD	67	16,5	2,8	14	30	3,3
Nitrogen	3,5	0,27	2,0	0,33	0,56	0,33
Fosfor	0,67	0,14	0,27	0,07	0,10	0,10
Kalium	1,12	0,27	0,46	0,13	0,13	0,13

6.3 Boligtypernes fordeling i boligområder

For at kunne opstille geografisk sammenhængende håndteringssystemer skal boligtypernes antal og beliggenhed fastlægges. Antallet af de enkelte boligtyper kan fastlægges på baggrund af eksisterende statistisk materiale, det kan f.eks. gøres ved at samkøre bygnings- og boligregistret med folkeregistret.

For at fastlægge boligtypernes beliggenhed inddeles byen i områder. Antallet af de forskellige boligtyper i områderne fastlægges. Det kan f.eks. gøres ved hjælp af kommunes inddeling af byen i skoledistrikter. Findes der ikke eksakte opgørelser for alle boligtyperne kan de resterende boligtypers beliggenhed skønnes ud fra strukturkort fra kommunen eller lignende.

6.4 Gruppering af boligområderne

For at få større sammenhængende områder med en homogen boligmasse kan boligområderne grupperes i boliggrupperinger.

På baggrund af opgørelsen af boligtyper i boligområder, grupperes de boligområder der indeholder de samme boligtyper. Boligtyper der udgør mindre end 20% af boligmassen i en boliggruppering kan evt. udelades fra beskrivelsen af den pågældende boliggruppering.

En boliggruppering kan bestå af en til flere boligtyper, ligesom den kan bestå af flere områder. Disse områder er ikke nødvendigvis sammenhængende.

6.5 Identificering af håndteringssystemer

Ved vurdering af arealbehovet til lokal recirkulering anvendes opgørelsen af det plantede areal fra tabel 6.1.1, mens det ubebyggede areal fra tabel 6.1.1, anvendes til at vurdere andelen af det ubebyggede areal der skal anvendes til implementering af teknologierne i boligtyperne. Valget af håndteringssystemer til de enkelte boliggrupperinger bygger derudover på prioriteringen af systemerne foretaget i kapitel 5.5.

Arealkarvet til lokal recirkulering kan opgøres i en tabel svarende til tabel 6.5.1. De opgjorte arealkrav kan derefter sammenholdes med oplysningerne der foreligger omkring plantede areal for boligtyperne i den pågældende by. Det kan derefter beregnes hvor stor en andel af affaldet der kan recirkuleres lokalt i de enkelte boligtyper.

Tabel 6.5.1. Areal krav ved lokal recirkulering.

	Tæt bykerne	Åben bykerne	Lejligheder	Rækkehuse	Villaer	Kolonihaver
Gennemsnitligt Plantedækket areal						
Arealkrav til Recirkulering						
Køkkompost	15 m ²	15 m ²	15 m ²	15 m ²	15 m ²	15 m ²
Køkkompost	22,3 m ²	22,3 m ²	22,3 m ²	22,3 m ²	22,3 m ²	22,3 m ²
Andel af affald der kan recirkuleres						
Køkkompost						
Køkkompost						

Arealkravet til etablering af de forskellige systemer kan opgøres i en tabel svarende til tabel 6.5.2. Andelen af det ubebyggede areal der skal inddrages til etablering af beholdere, tanke og nedslivningsanlæg kan herefter beregnes.

Tabel 6.5.2 Andelen af det ubebyggede areal i boligtyperne der skal inddrages til etablering af systemerne

	Arealkrav m ² /person	Tæt bykerne	Åben bykerne	Lejligheder	Rækkehuse	Villaer	Kolonihaver
Ubebygget areal pr. person							
Andel inddraget ved implementering af system:							
E1	0,00						
E2	2,17						
E3	1,50						
E4	2,67						
E5	3,34						
E6	2,67						
E7	3,34						
E8	7,83						
N1	0,67						
N2	8,83						
N3	7,83						
N4	7,67						
N5	8,33						
N6	7,67						
N7	8,83						
N8	0,00						
N9	1,50						

På baggrund af ovenstående beregninger af arealkrav samt vurderingen og prioriteringen af systemer for boligtyperne i kapitel 5, identificeres mulige teknologier til implementering i boliggrupperingerne.

6.6 Valg af håndteringssystemer

Valg af systemer til boliggrupperingerne foretages dels på baggrund af identificeringen af systemerne i foregående afsnit og dels på baggrund af prioriteringen af systemerne i kapitel 5.5. Derudover må det vurderes om der kan være andre praktiske forhold der kan være afgørende for system valget f.eks. tilkørsles muligheder eller støjgener.

6.7 Tilpasning af systemerne i forhold til hinanden

Når håndteringssystemerne for boliggrupperingen er valgt kan der ofte opnås en bedre udnyttelse af indsamlings og behandlingsteknologierne ved at ændre på håndteringen for nogle af boliggrupperingerne. Der kan f.eks. være rationaliseringsgevinster ved at det samme materiel kan benyttes til indsamling i flere boliggrupperinger. Udgiften til behandling kan i nogle ligeledes nedbringes ved at ved at reducere antallet af forskellige behandlingsteknologier

6.8 Konsekvenser af omstilling

På baggrund af de lokale data justeres beregningerne af de energimæssige, økonomiske og næringsstofmæssige konsekvenser af systemskiftet. Justeringen af system diagrammer fra kapitel 4 er foretaget for alle systemdiagrammerne i bilag 3 dog ikke for systemer med urinopsamling og vådkompostering da disse fik den laveste samlede vurdering i kapitel 5.3.

Justering af data fra systemdiagrammer i kapitel 4

Energimæssige konsekvenser

Energiforbruget til transport reduceres svarende til reduktionen i affalds mængderne.

Substitution af energiforbruget til kunstgødning reduceres svarende til reduktionen i affalds mængderne.

Økonomiske konsekvenser

Udgifterne til anlæg og drift for: rør og brønde, konventionelt renseanlæg og nedsivningsanlæg reduceres ikke.

Den øvrige økonomi for anlæg og drift reduceres i forhold til reduktionen i affalds volumen.

Næringsstofmæssige konsekvenser

Recirkuleringspotentialet beregnes på baggrund af fastlæggelsen af affaldsproduktionen i tabel 6.2.1

7 Valg af systemer til Hillerød by

I det følgende gives et eksempel på hvordan metoden til valg af håndteringssystemer, der blev beskrevet i kapitel 6, kan anvendes. Hillerød er her valgt som eksempel, da den repræsenterer en middelstor dansk provinsby. Ved karakteriseringen af boligtyperne i Hillerød, er der såvidt muligt anvendt lokale data. Hvor dette ikke har været muligt, er der anvendt generelle data fra tabel 2.2.1. Systemvalget er foretaget på baggrund af boligtypernes karakteristika og de vurderinger af håndteringssystemerne der er foretaget i kapitel 5.

7.1 Karakterisering af boligmassen i Hillerød

Boligtypernes karakteristika i Hillerød

Som det fremgår af nedenstående oversigt eksisterer der faktiske tal for det gennemsnitlige antal beboere i henholdsvis lejligheder, villaer og rækkehuse i Hillerød Kommune. Desuden eksisterer der lokale skøn for:

- Gennemsnitlig antal etager
- Gennemsnitlig bebyggelsesprocent
- Gennemsnitlig matrikelareal pr. person
- Gennemsnitlig plantedækket areal.

Tabel 7.1.1 Boligtypernes karakteristika i Hillerød. Tallene i kursiv er generelle data hentet fra tabel 2.2.1.

	Tæt bykerne	Åben bykerne	Lejligheder	Rækkehuse	Villaer	Kolonihaver
Antal beboere ⁽¹⁾ Personer	1,75	2,41	1,75	2,41	2,81	2,1
Opholdstid i boligen ⁽²⁾ Dage/år	337	337	337	337	337	90
Timer/dag	13	13	13	13	13	16
Antal etager ⁽³⁾	4	1½	4	1,5	1	1
Bebyggelsesprocent ⁽⁴⁾ i procent	70	55	40	35	25	10
Matrikelareal ⁽⁴⁾ m ² pr. person	40	60	80	175	280	215
Bebygget areal m ² pr. person	7	22	8	41	70	21
Ubebygget areal m ² pr. person	33	38	72	134	210	194
Plantedækket areal ⁽⁵⁾ i procent	20	50	40	55	70	80
Plantedækket areal m ² pr. person	8	30	32	96	196	172

(1): (Jeppe-befolkningsprognose, 1999). (2): Generelle data fra tabel 2.2.1; (Jönsson et al, 1998) og (Eiris et al 1999). (3): (Hillerød Kommune, 1997a). (4): (Andersen, 2000) (5): (Sülsbruck, 2000), (Hillerød Kommune, 1997a) og (Hillerød Kommune, 1997b).

7.2 Fastlæggelse af affaldsproduktionen

Ved fastlæggelse af affaldsproduktionen i boligen tages udgangspunkt i opholdstiden i boligen. Som det fremgår af tabel 7.1.1. anvendes her de generelle data. Der anvendes derfor samme generelle antagelser som i afsnit 2.3.

For urinen antages det at den del der afleveres i hjemmet stort set er ækvivalent med det antal timer i døgnet beboerne er hjemme. For de øvrige fraktioner antages det at hovedparten afleveres i boligen da madlavning, tøjvask og større toiletbesøg hovedsageligt foretages i hjemmet.

Det antages i det følgende at nedenstående procentvise andel af affaldet afleveres i husstanden:

- 50 % af urinen
- 75 % af fækalierne
- 90 % af køkkenaffaldet
- 90 % af det grå spildevand

7.3 Boligtypernes fordeling

Boligmassen i Hillerød

På baggrund af statistik over skoledistrikterne i Hillerød Kommune, er der for hvert skoledistrikt opgjort antallet af boliger og den gennemsnitlige husstandsstørrelse (Jeppe-befolkningsprognose, 1999). Statistikken er baseret på en samkørsel af bygnings- og boligregisteret og folkeregisteret. De boligtyper som indgår i statistikken er: lejligheder (etagebebyggelse), rækkehuse (tæt-lav bebyggelse) og villaer (åben bebyggelse). På baggrund af skoledistrikternes lokalisering i Hillerød skønnes andelen af etageboliger der er tæt bykerne eller lejligheder i periferi. Tilsvarende skønnes andelen af tæt/lav boliger, der er åben bykerne eller rækkehuse. Kortgrundlaget for dette skøn er kort over skoledistrikter, hovedstrukturkort fra Kommuneplan 2007 (Hillerød kommune, 1997b).

Tabel 7.3.1. Boligmassen i Hillerød

Skole distrikter	Tæt bykerne		Åben bykerne		Lejligheder		Række-huse		Villaer		Total	
	antal	pers.	Antal	Pers.	antal	Pers.	Antal	pers.	antal	Pers.	antal	pers.
2010/2,1	75	1,72	0	0	665	1,72	1	2,00	690	2,71	1431	2,20
2020/2,2	0	0	0	0	149	1,48	0	0	81	2,95	230	2,00
2030/2,3	200	1,54	49	1,98	194	1,54	0	0	169	2,82	612	1,93
2050/2,5	287	1,77	10	1,00	0	0	0	0	3	2,00	300	1,75
2060/2,6	120	1,78	45	1,98	120	1,78	44	1,98	174	2,74	503	2,15
2500	0	0	0	0	9	1,33	0	0	0	0	9	1,33
3010/3,1	0	0	0	0	496	1,68	277	2,40	796	2,85	1569	2,40
3020/3,2	0	0	0	0	120	1,77	0	0	2	1,50	122	1,76
5010/5,1	0	0	0	0	0	0	60	2,63	111	2,94	171	2,83
5020/5,2	0	0	0	0	54	1,59	57	2,37	804	2,73	915	2,64
5030/5,3	0	0	0	0	0	0	0	0	13	3,00	13	3,00
5040/5,4	0	0	0	0	12	1,92	2	2,50	57	2,91	71	2,73
5070/5,7	0	0	0	0	0	0	0	0	19	2,95	19	2,95
5080/5,8 ⁽¹⁾	7	2,00	0	0	0	0	0	0	13	2,38	20	2,25
5090/5,9	0	0	0	0	252	2,46	110	2,16	18	3,28	380	2,41
6010/6,1 ⁽²⁾	0	0	0	0	2	2,00	0	0	43	2,79	45	2,75
6020/6,2	0	0	0	0	2	2,00	238	2,54	0	0	240	2,53
6030/6,3	0	0	0	0	95	1,99	0	0	278	2,97	373	2,72
6040/6,4	0	0	0	0	1196	1,64	155	1,82	391	2,65	1742	1,88
6050/6,5	0	0	0	0	587	2,17	0	0	0	0	587	2,17
7010/7,1	80	1,83	22	2,82	84	1,83	0	0	171	2,77	357	2,34
7020/7,2	0	0	0	0	3	5,00	15	3,07	44	2,88	62	3,03
7030/7,3	0	0	0	0	3	3,33	217	2,93	182	3,07	402	3,00
7040/7,4	411	1,54	18	1,78	0	0	0	0	64	3,05	493	1,74
7050/7,5	240	1,60	1	3,00	0	0	0	0	16	2,63	257	1,67
7060/7,6	445	1,66	14	2,86	0	0	0	0	63	2,92	522	1,84
7070/7,7	0	0	0	0	204	2,02	3	2,00	0	0	207	2,20
7080/7,8	30	1,88	2	3,00	28	1,88	0	0	113	3,02	173	2,64
7500	17	0,88	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0,88
Totalt	1912	1,65	161	2,11	4275	1,82	1179	2,43	4315	2,81	11630	2,00

(1): Haveforeningen Frederiksborg og Haveforeningen Rønnevang ligger i dette skoledistrikt.

(2): Haveforeningen Kana ligger i dette skoledistrikt.

Der er derudover 3 kolonihaveforeninger i Hillerød, (Kolonihaveforbundet i Danmark, 2000):

- Kolonihaveforeningen Frederiksborg består af 116 haver
- Kolonihaveforeningen Kana består af 90 haver
- Kolonihaveforeningen Rønnevang består af 71 haver.

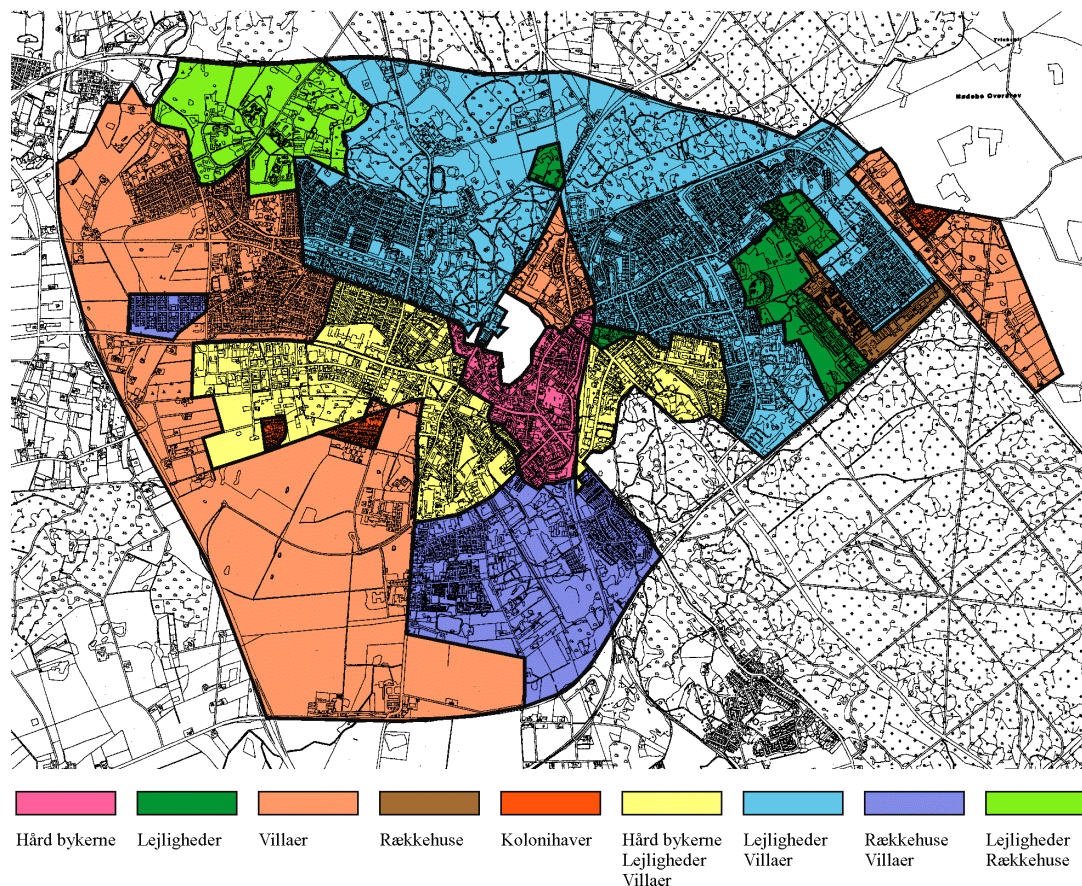
Der er i alt 277 kolonihaver, og der findes ikke på nuværende tidspunkt oplysninger om antallet af personer som benytter haverne og i hvilket omfang de opholder sig i deres kolonihave.

7.4 Gruppering af boligtyper

For at få samlet skoledistrikterne i større sammenhængende områder med en homogen boligmasse grupperes distrikterne fra tabel 7.3.1 til boliggrupperinger. De boligtyper der udgjorde mindre end 20 % af husstandene i et skoledistrikt er i tabel 7.4.1. opgjort som rest. Boliggrupperingernes beliggenhed i Hillerød er illustreret i figur 7.4.1.

Tabel 7.4.1. Antal husstande i de 9 forskellige boliggrupperinger.

Boliggrupperinger	Boligtyper	Skoleområder	Antal husstande	Antal husstande i alt	Rest i % af husstande	Antal Personer
Tæt bykerne	Tæt bykerne Rest	2,5; 7,4; 7,5; 7,6; 7500	1.400 193	1.593	14	2787
Lejligheder	Lejligheder Rest	2500; 3,2; 6,5; 7,7	920 5	925	0,5	1956
Villaer	Villaer Rest	5,2; 5,3; 5,4; 5,7; 6,1; 7,8	1.049 187	1.236	18	3286
Rækkehuse	Rækkehuse Rest	6,2	238 2	240	1	607
Kolonihaver	Kolonihaver	5,8; 6,1	277	277	0	582
Tæt bykerne Lejligheder Villaer	Tæt bykerne Lejligheder Villaer Rest	2,3; 2,6; 7,1; 5,8	407 398 527 167	1.499	13	3142
Lejligheder Villaer	Lejligheder Villaer Rest	2,1; 2,2; 3,1; 6,3; 6,4	2.600 2.236 510	5346	11	11664
Rækkehuse Villaer	Rækkehuse Villaer Rest	5,1; 7,2; 7,3	292 337 6	635	1	1878
Lejligheder Rækkehuse	Lejligheder Rækkehuse Rest	5,9	252 110 18	380	5	916
	I alt boligtyper Rest		11.917 1.078	12.995	9	26236



Figur 7.4.1. De 9 boliggrupperingers beliggenhed i Hillerød.

7.5 Identificering af håndteringssystemer til boliggrupperingerne

Ved vurdering af arealkrav til lokal recirkulering anvendes det plantedækkede areal for boligtyperne opgivet i tabel 7.1.1. Til vurdering af arealkravet til implementering af teknologier anvendes det ubebyggede areal for boligtyperne ligeledes opgivet i tabel 7.1.1. Valget af håndteringssystemer til de enkelte bolig grupperinger bygger derudover på den prioritering af håndteringssystemerne der er foretaget i kapitel 5.5.

Vurdering af areal krav ved lokal recirkulering

I tæt bykerne er der for lidt plads til lokal recirkulering af køkkenaffald, se tabel 7.5.1. Her kan kun recirkuleres halvdelen af køkkenaffaldet eller 35 % af det komposterede køkkenaffald og fækalier. I de øvrige boligtyper er der tilstrækkeligt med plads til at recirkulere de komposterede affaldsprodukter.

Tabel 7.5.1. Areal krav og areal til rådighed ved lokal recirkulering.

	Tæt bykerne	Åben bykerne	Lejligheder	Rækkehuse	Villaer	Kolonihaver
Gennemsnitligt Plantedækket areal	8 m ²	30 m ²	32 m ²	96 m ²	196 m ²	172 m ²
Areal krav til recirkulering						
Køk kompost	15 m ²	15 m ²	15 m ²	15 m ²	15 m ²	15 m ²
Køk + fæk kompost	22,3 m ²	22,3 m ²	22,3 m ²	22,3 m ²	22,3 m ²	22,3 m ²
Andel af affald der kan recirkuleres						
Køk kompost	0,53	1	1	1	1	1
Køk + fæk kompost	0,35	1	1	1	1	1

Vurdering af areal krav til etablering af beholdere, tanke og nedsivningsanlæg

I tabel 7.5.2 er arealkravet til etablering af beholdere, tanke og nedsivningsanlæg angivet, samt en andelen af det ubebyggede areal der skal inddrages til etablering af beholdere, tanke og nedsivningsanlæg for de enkelte boligtyper.

Tabel 7.5.2 Arealkrav til etablering af håndteringssystemer og andelen af det ubebyggede areal der skal inddrages til denne etablering.

	Arealkrav m²/person	Tæt bykerne	Åben bykerne	Lejligheder	Række- huse	Villaer	Koloni- haver
Ubebygget areal pr. person		33 m ²	38 m ²	72 m ²	134 m ²	210 m ²	193 m ²
Andel inddraget ved implementering af system:							
E1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
E2	2,17	0,07	0,06	0,03	0,02	0,01	0,01
E3	1,50	0,05	0,04	0,02	0,01	0,01	0,01
E4	2,67	0,08	0,07	0,04	0,02	0,01	0,01
E5	3,34	0,10	0,09	0,05	0,02	0,02	0,02
E6	2,67	0,08	0,07	0,04	0,02	0,01	0,01
E7	3,34	0,10	0,09	0,05	0,02	0,02	0,02
E8	7,83	0,24	0,21	0,11	0,06	0,04	0,04
N1	0,67	0,02	0,02	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
N2	8,83	0,27	0,23	0,12	0,07	0,04	0,05
N3	7,83	0,24	0,21	0,11	0,06	0,04	0,04
N4	7,67	0,23	0,20	0,11	0,06	0,04	0,04
N5	8,33	0,25	0,22	0,12	0,06	0,04	0,04
N6	7,67	0,23	0,20	0,11	0,06	0,04	0,04
N7	8,83	0,27	0,22	0,12	0,06	0,04	0,04
N8	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
N9	1,50	0,05	0,04	0,02	0,01	0,01	0,01

Af tabel 7.5.2 ses det at alle boligtyper har plads til de forskellige systemers teknologier. Det kan dog ikke anbefales at teknologierne optager mere end 20% af det ubebyggede areal. For tæt bykerne og åben bykerne er det derfor kun teknologierne N1, N7 og N8 der kan anbefales for nybyggeri mens der ikke er nogle arealbegrænsninger med hensyn til implementering af de øvrige systemer for nybyggeri. For etableret by er der ikke plads til system E8 i tæt og åben bykerne, mens der ikke er nogle pladsbegrænsninger i de øvrige boligtyper.

På baggrund af ovenstående beregninger af arealkrav samt vurderingen og prioriteringen af systemer i kapitel 5, identificeres følgende teknologier til implementering boliggrupperingerne. For etableret byggeri vises anbefalingerne af håndteringssystemer i tabel 7.5.3, mens anbefalingerne for nybyggeri er vist i tabel 7.5.4.

Tabel 7.5.3. Anbefaling af systemer til de 9 boliggrupperinger ved etableret byggeri.

Boligområder	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8
Tæt bykerne	X		X					
Lejligheder	X	X	X			X		
Rækkehuse	X	X	X			X		
Villaer	X	X	X			X		
Kolonihaver Kloakeret		X						
Kolonihaver Ikke kloakeret								X
Tætbykerne Lejligheder Villaer	X		X					
Lejligheder Villaer	X	X	X			X		
Rækkehuse Villaer	X	X	X			X		
Lejligheder Rækkehuse	X	X	X			X		

7.5.1.1 Tabel 7.5.4. Anbefaling af systemer til de 9 boliggrupperinger ved nybyggeri.

Boligområder	N1	N2	N3	N4	N5	N6	N7	N8	N9
Tæt bykerne								X	X
Lejligheder	X	X				X		X	X
Rækkehuse	X	X		X		X		X	X
Villaer	X	X		X		X		X	X
Kolonihaver		X							
Tæt bykerne Lejligheder Villaer								X	X
Lejligheder Villaer	X	X				X		X	X
Rækkehuse Villaer	X	X		X		X		X	X
Lejligheder Rækkehuse	X	X				X		X	X

7.6 Valg af håndteringssystemer for boliggrupperingerne

På baggrund af tabellerne 7.5.3 og 7.5.4, og prioriteringen af håndteringssystemer i kapitel 5.5, er der valgt et håndteringssystem for hver boliggruppering i Hillerød. Derudover er der taget hensyn til en række praktiske forhold som f.eks. støj fra vakuum toiletter. De valgte håndteringssystemer for boliggrupperingerne er vist i tabel 7.6.1 og illustreret i figur 7.6.1.

Tabel 7.6.1. Valg af systemer til de 9 boliggrupperinger ved etableret byggeri.

Bolig-gruppering	E1	E2	E3	E6	E8
Tæt bykerne	X				
Lejligheder		X			
Rækkehuse				X	
Villaer				X	
Kolonihaver					X
Tæt bykerne Lejligheder Villaer			X		
Lejligheder Villaer		X			
Rækkehuse Villaer				X	
Lejligheder Rækkehuse		X			

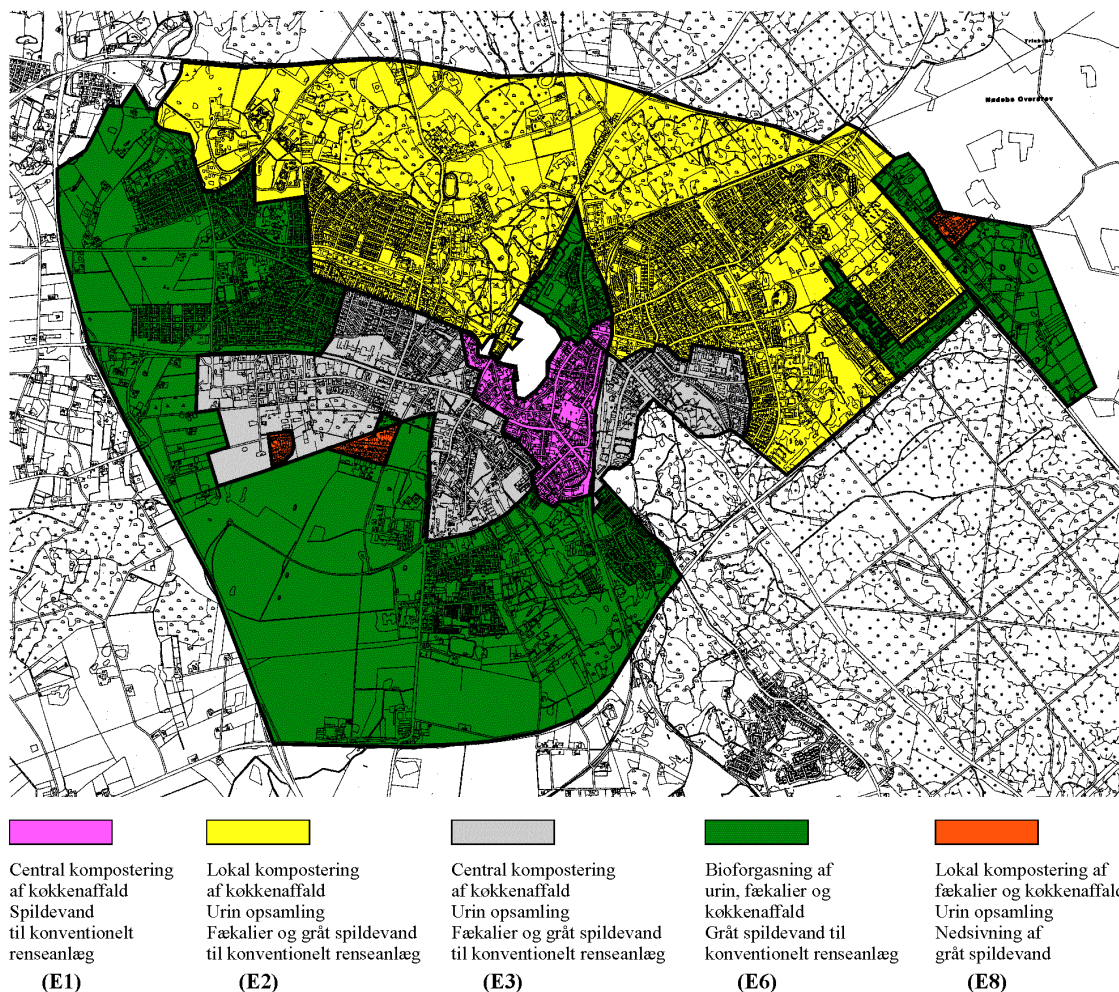
Til tæt bykerne er valgt et håndteringssystem med central kompostering af køkkenaffald, hvor spildevandet ledes til konventionel renseanlæg (E1). Dette er valgt fremfor et system med central kompostering af køkkenaffald, urinopsamling samt fækalier og gråt spildevand til renseanlæg (E3), fordi vi har vurderet det ville være problematisk at etablere urinopsamling og at komme rundt med en tankvogn i Hillerøds gamle bymidte.

Til boliggrupperingerne med lejligheder, lejligheder og villaer samt lejligheder og rækkehuse, er valgt et system med lokalkompostering af køkkenaffald, urinopsamling samt fækalier og gråt spildevand til renseanlæg (E2). Systemet med bioforgasning af urin, fækalier og køkkenaffald og gråt spildevand til renseanlæg (E6) lå højere i den samlede vurdering men er ikke valgt til disse boliggrupperinger da systemet er med vakuumtoiletter. I lejligheder vil vakuumtoiletet ikke kun støje i den enkelte bolig men i hele ejendommen.

Til boliggrupperingen med tæt bykerne- lejligheder og villaer er valgt centralkompostering af køkkenaffald, urinopsamling samt fækalier og gråt spildevand til renseanlæg (E3). Der er valgt central frem for lokalkompostering, da der er tæt bykerne i boliggrupperingen.

Til boliggrupperingerne rækkehuse, villaer samt villaer og rækkehuse er valgt systemet med bioforgasning af køkkenaffald, urin og fækalier samt gråt spildevand til renseanlæg (E6). Det er den løsning der i den sammenlignende vurdering scorer højest. Løsningen er med vakuumtoiletter kan anvendes her, da det er enfamiliehuse.

Til boliggrupperingen med kolonihaver er valgt en løsning med lokalkompostering af køkkenaffald og fækalier, urinopsamling samt nedsivning af gråt spildevand (E8). Den er valgt fordi kolonihaverne ikke er kloakeret.



Figur 7.6.1 Håndteringssystemernes udbredelse for Hillerød by.

7.7 Tilpasning af systemerne i forhold til hinanden

Ved etablering af flere parallelle håndteringssystemer opstår der mulighed for samkøring af forskellige dele af systemerne. Herved kan håndteringssystemerne optimeres ved at udbygge enkelte af håndteringsteknologierne.

I afsnit 7.6 blev der til boliggrupperinger med rækkehuse og villaer valgt et system med bioforgasning af urin, fækalier og køkkenaffald (E6). Ved etablering af et biogasanlæg vil det være en fordel også at behandle det øvrige køkkenaffald på biogasanlægget da det vil forøge tørstofindholdet i reaktoren og udnyttelsen af det betydelige biogaspotentiale der er i køkkenaffald. Derudover tabes der væsentligt færre næringsstoffer end ved kompostering.

I de tre boliggrupperinger hvor der blev valgt et system med lokal kompostering af køkkenaffald, urinopsamling og konventionelt renselæg (E2) erstattes lokal kompostering af køkkenaffald med bioforgasning. I den boliggruppering hvor der blev valgt central kompostering af køkkenaffald, urinsortering og konventionelt renselæg (E3) erstattes centralkompostering ligeledes med bioforgasning af køkkenaffald, hvorved de fire bolig-

grupperinger får samme system nemlig bioforgasning af køkkenaffald, urinopsamling og konventionelt renseanlæg. I systemet med central kompostering af køkkenaffald og behandling af spildevand på konventionelt renseanlæg (E1), der blev valgt for tæt bykerne erstattes central kompostering ligeledes med bioforgasning af køkkenaffald.

Til kolonihaverne blev der valgt et system med lokal kompostering af køkkenaffald og fækalier, urinopsamling og nedsivning af gråt spildevand (E8). Dette system ændres ikke da indsamling af køkkenaffald til central kompostering besværliggøres på grund af dårlige tilkørselsforhold og fordi benyttelsen af kolonihaverne ikke er så stabil, som ved helårs huse. Samtidig er der i kolonihaverne en generel interesse for at recirkulere organisk affald lokalt.

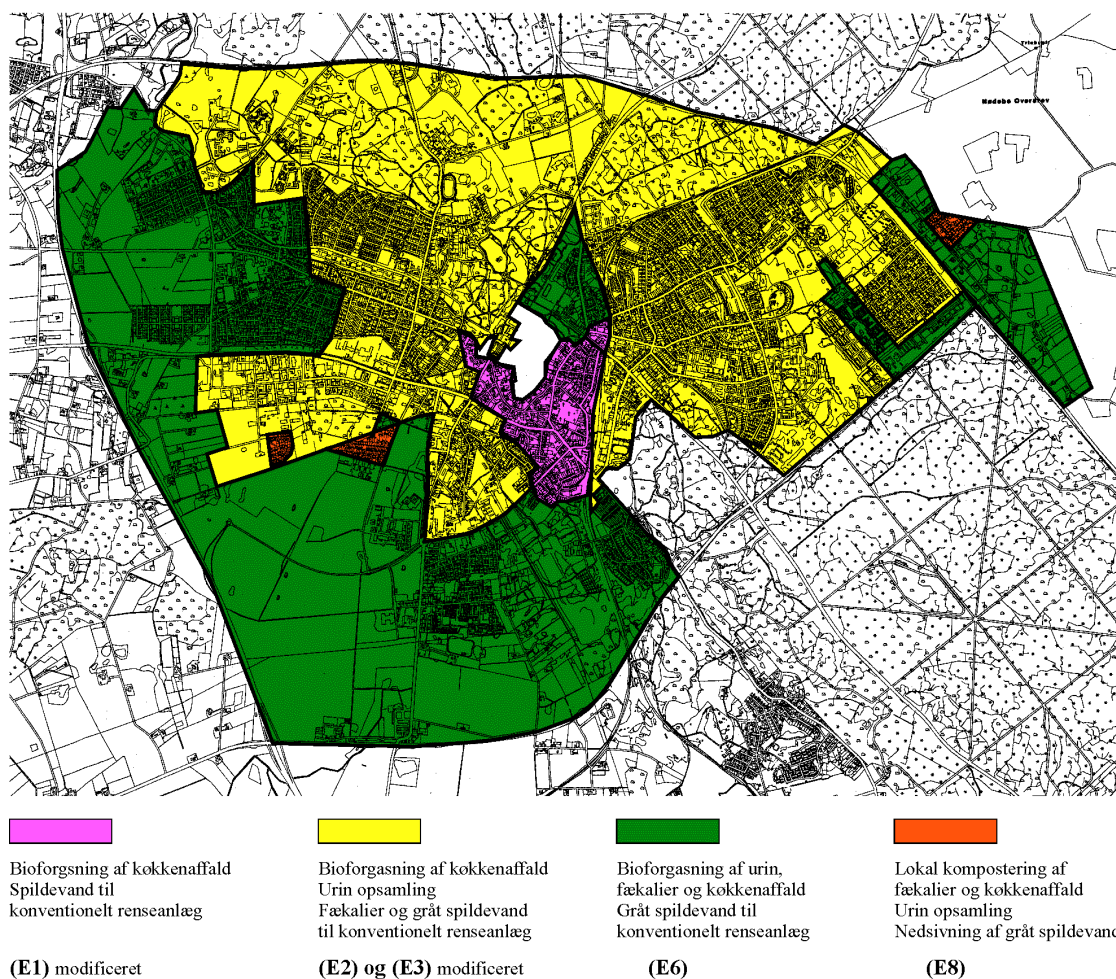
De endeligt anbefalede systemer for Hillerød er:

E 1 Modificeret. Bioforgasning af køkkenaffald, spildevand ledes til konventionelt renseanlæg.

E 2 og E 3 Modificerede. Bioforgasning af køkkenaffald, urinopsamling, fækalier og gråt spildevand til renseanlæg.

E 6. Bioforgasning af køkkenaffald, fækalier og urin, gråt spildevand til konventionelt renseanlæg.

E 8. Lokal kompostering af køkkenaffald og fækalier. Urinopsamling, nedsivning af gråt spildevand.



Figur 7.7.1 De tilpassede systemers beliggenhed i Hillerød.

7.8 Konsekvenser af omstilling

For at kunne beregne de energimæssige, økonomiske og næringsstofmæssige konsekvenser for håndteringssystemerne er befolkningstallet i de områder hvor systemer er beliggende blevet opgjort i tabel 7.8.1.

Tabel 7.8.1 Antal personer i håndteringsområderne

Systemer	Antal personer
E1	2.787
E2 og E3	17.678
E6	5.771
E8	582
I alt	26.818

Konsekvenserne for kolonihaveområderne

I tabel 7.8.2 er beregningerne for energi, økonomi og recirkuleringspotentiale foretaget for kolonihaverne i Hillerød. Der er ikke foretaget nogen sammenligning med de eksisterende forhold da der ikke var tilgængelige data for de nuværende forhold.

Tabel 7.8.2 Energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale for kolonihaverne i Hillerød.

	Enhed	Kolonihaver
Antal pers.	Pers	582
Energiforbrug	kWh	-16.354
Økonomi:		
Kr./år	Kr.	1.237.916
Nutidsværdi	Kr.	14.737.986
Recirkulerings- potentiale:	kg N	1.275
	kg P	314
	kg K	471
Se bilag		4

Sammenligning af systemerne for helårsbeboelse med referencesystemet

I tabel 7.8.3 er energi, økonomi og recirkuleringspotentiale beregnet for de tre endelige håndteringssystemer for helårsbeboelse. I tabel 7.8.4 er energiforbrug økonomi og recirkuleringspotentiale beregnet for referencesystemet (E1).

Tabel 7.8.2 Energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale for helårsbeboelse i Hillerød by (26.236 pers · år).

	Enhed	E1 Mo.	E2 og E3 Mo.	E6	I alt
Antal pers.	Pers	2787	17678	5771	26.236
Energiforbrug	kWh	-286.504	-2.285.765	-680.978	-3.253.247
Økonomi:					
Udgift/år	Kr.	6.109.104	49.392.332	16.406.953	71.908.389
Nutidsværdi	Kr.	81.347	29.964.210	204.651.202	874.559.569
Recirkulerings- potentiale:	kg N	3.177	44.725	18.525	66.427
	kg P	1.616	10.076	3.059	14.751
	kg K	530	11.677	4.848	17.055
Se bilag		4	4	4	

Tabel 7. 8.3 Energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale for referencesystemet for helårsbeboelse i Hillerød by (26.236 pers · år).

	Enhed	Konventionelt reenseanlæg	Milekompostering af køkkenaffald	I alt
Energiforbrug	KWh	62.179	128.556	190.735
Økonomi:				
Udgift/år	Kr.	53.626.384	5.745.684	59.372.068
Nutidsværdi	Kr.	721.306.348	65.747.416	787.053.764
Recirkulerings- potentiale:	kg N	15.217	7.084	22.301
	kg P	12.593	2.361	14.954
	kg K	1.574	3.673	5.247
Se bilag		3	3	

Sammenligning af energiforbrug

Ved sammenligning af energiforbruget i de tilpassede systemer med referencesystemet ses det at energi produktionen i det tilpassede system er 3.253.247 kWh mens energiforbruget i referencesystemet er 190.735 kWh. Det årlige elforbrug i danske husholdninger er 3650 kWh (Petersson,2001). Energiforbruget i referencesystemet svarer til det årlige el forbrug i 52 boliger. Mens energi produktionen i de nye systemer svarer til det årlige el forbrug i 891 boliger.

Sammenligning af den årlige udgift

I de tilpassede systemer for Hillerød er merudgiften i den årlige drift 17 % større end i referencesystemet.

Sammenligning af nutidssværdien

Nutidssværdien er 10 % større i det tilpassede system end i referencesystemet.

Sammenligning af recirkuleringspotentiale

Recirkuleringspotentialet for kvælstof og kalium er 3 gange højere i det tilpassede system end i referencesystemet. Recirkuleringspotentialet for fosfor er det samme for de to systemer.

Hvis den opsamlede kvælstofmængde skal anvendes på landbrugsområder i Hillerød kommune, kan der erstattes 66.427 kg kvælstof med bygødning. Hvis der gives 150 kg kvælstof pr. hektar, kan der gødes 443 hektar med

bygødning. Af det samlede landbrugsareal i kommunen som udgør 3750 hektar (Petersen, 2001) svarer det til 11 % af landbrugsarealet i kommunen. Det kvælstof som opsamles i referencescenariet kan gøde et areal på 149 hektar.

Tabel 7.8.3. Sammenligning af udgiften pr. person for referencesystemet og de nye håndteringssystemer.

	Enhed	Reference-systemet	De nye håndterings systemer
Energiforbrug	kWh	7,27	-124
Økonomi:			
Udgift/år	Kr.	2.263	2.740
Nutidsværdi	Kr.	29.999	33.334
Recirkulerings-potentiale:	Kg N	0,85	2,5
	kg P	0,57	0,56
	kg K	0,20	0,65
Se bilag		3	

Forskellen mellem reference systemet og de nye håndteringssystemer pr.person er den samme som sammeligningen for Hillerød. Der er en stor energigevinst og et væsentligt større recirkuleringspotentiale ved de nye systemer. Referencesystemet er derimod en anelse billigere.

8 Muligheder og barrierer for implementering

Omstilling til et system der sikrer genanvendelse af bygødnings er ikke kun et spørgsmål om hvor store mængder der potentielt kan indsamles, det er også et spørgsmål om der i samfundet er tilstrækkelig interesse og vilje til omstilling og om teknologierne udvikles til det nødvendige stade. For at belyse denne type spørgsmål er der som en del af projektet afholdt 2 dialogværksteder, der på forskellig vis belyser muligheder og barrierer i implementeringsproces. Det ene dialogværksted handlede om barrierer for implementering af toiletsystemer til recirkulering af næringsstoffer. Det andet dialogværksted handlede både om muligheder og barrierer for implementering af sådanne systemer. Dialogværksteder er en særlig mødeform, der fremmer dialog mellem forskellige aktører ved at de enkelte deltagere fremlægger egne erfaringer og viden.

8.1 Mini-dialogværksted om barrierer for recirkulering

En lang række barrierer for større udbredelse af toiletsystemer til recirkulering af næringsstoffer er identificeret på baggrund af erfaringer med aktuelle forsøg med denne type toiletsystemer.

Formålet med workshoppen var at diskutere tre typer af barrierer, som har betydning for recirkulering af næringsstoffer fra by til land:

1. **tekniske barrierer**
2. **brugermæssige barrierer**
3. **barrierer i forhold til myndighederne**

Tekniske barrierer

Toilet teknologierne er ikke udviklet tilstrækkeligt

Blandt væsentlige udviklingsbehov kan nævnes:

- Driftssikkerheden skal øges.
- Urin skal kunne opsamles koncentreret.
- Komposteringen kræver teknologiudvikling.
- Transport af urin.

Årsager til manglende teknologisk udvikling

Blandt årsagerne kan nævnes:

- Eksisterende systemer udgør en barriere.
- Opfindere har for lidt kendskab til den eksisterende teknologi og baggrunden for at den ser ud som den gør.
- Mangler aftagningssystem til udnyttelse af næringsstoffer.

Brugermæssige barrierer

For dårlige løsninger

Blandt andet kan nævnes:

- Manglende hygiejnisk og æstetisk standard.
- Lugt.
- Rengøring af toiletter og håndtering af materiale.
- Arbejdsmiljørisici ved håndtering.

"Toiletkultur"

Blandt andet i form af:

- Æstetik.
- Folk mener: hygiejne kræver masser af vand.
- Umiddelbar afstandtagen til anderledes toiletter.
- Brugeren skal tænke i ressourceopsamling i stedet for affaldsbortskaffelse.

Behov for adfærdsændring

Blandt andet i form af:

- Vaner/vanetænkning.
- I dag i modsætning til for 100 år siden er vi uvante med at tage ansvar for eget affald, der for er vi ikke indstillet på at skulle håndtere det og bruge tid herpå.
- Systemerne stiller krav til typen af rengøringsmidler.
- At få informeret brugerne om vigtigheden af at holde urin og fækalier "rene" (fri for vand eller rengøringsmidler).

Barrierer i forhold til myndighederne

Manglende vilje til at gå nye veje

Blandt andet i form af:

- Myndigheder skal være lidt risikovillige for at give tilladelse. De har ikke mange regler at holde sig til.
- Myndighederne læner sig op af det kendte.
- Mange myndigheder skal være involveret: Miljøstyrelsen, embedslæger, boligministeriet m.fl.

Gældende regler som barrierer

Blandt andet kan nævnes:

- Engagerede brugere kan ikke få lov til at tage ansvaret for håndtering af egne restprodukter på egen grund som det f.eks. er muligt i Sverige.
- Mangler vejledninger/retningslinier for udformning af de alternative løsninger.
- Manglende godkendelsesregler.
- Manglende koordinering mellem byggelovgivningen og miljølovgivningen.
- Myndighederne tolker gældende regler forskelligt, derfor er det svært at få klar besked og det fører til handlingslammelse.

De ovennævnte barrierer viser, at teknologierne endnu ikke er udviklet tilstrækkeligt til at anvendes i større omfang og at der er grundlag for forbedring af de nuværende løsninger.

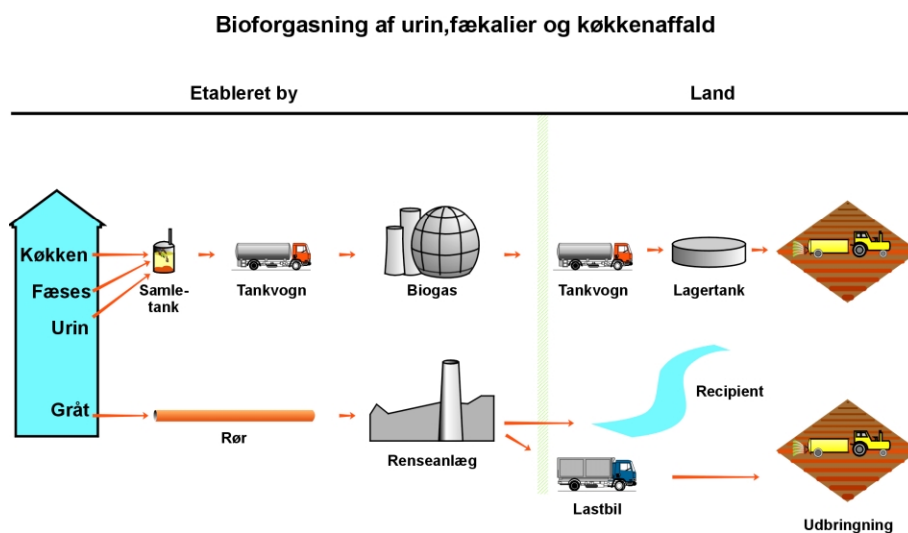
8.2 Dialogværksted om recirkulering af næringsstoffer

For at identificere både muligheder og barrierer for recirkulering af næringsstoffer fra by til land er afholdt et daglangt dialogværksted om emnet. Deltagerne repræsenterede relevante aktørgrupper som landmænd, teknikere, og myndigheder.

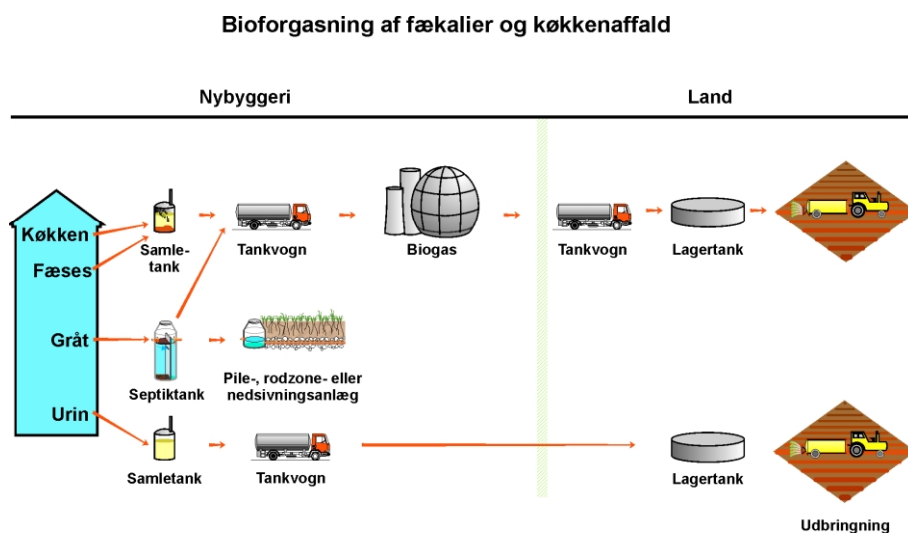
Det følgende er en kort præsentation af essensen fra dialogværkstedet. En fyldig redegørelse findes i referatet fra mødet (Nielsen og Almlund, 2001).

Udgangspunkt i to tekniske scenarier

Gruppearbejdet på dialogværkstedet tog udgangspunkt i to forskellige tekniske scenarier, for at lette konkretiseringen af muligheder og barrierer. Scenario 1 var et teknisk system til bioforgasning af urin, fækalier og køkkenaffald i en etableret by. Scenario 2 var et tilsvarende system til bioforgasning af fækalier og køkkenaffald men i nybyggeri. Se figur 7.2.1. og 7.2.2. Systemerne er tænkt i en størrelsesorden til mellem 1.000 og 10.000 personer.



Figur 8.2.1: Scenario 1: Bioforgasning af urin, fækalier og køkkenaffald.



Figur 8.2.2.: Scenario 2: Bioforgasning af fækalier og køkkenaffald.

Muligheder og barrierer for hvert scenario

Formålet med det første gruppearbejde var at beskrive muligheder og barrierer som forskellige aktørgrupper så dem. Derfor arbejdede deltagerne i homogene grupper hhv. i landmandsgruppen, teknikergruppen og myndighedsgruppen.

Tabel 7.2.1: Landmands-, tekniker og myndighedsgruppernes vurderinger af muligheder og barrierer for hhv. scenario 1 og scenario 2

	Scenario 1 <i>alt til bioforgasning og eksisterende by</i>		Scenario 2 <i>separat håndtering af urin og ny by</i>	
	Muligheder	Barrierer	Muligheder	Barrierer
Landmands-gruppen	<ul style="list-style-type: none"> - Kontakt mellem land og by - Bedre næringsstofsudnyttelse - Produktion af energi 	<ul style="list-style-type: none"> - Transporttung løsning - Manglende teknologi - Mistillid til produktkvalitet - Ændret adfærd 	<ul style="list-style-type: none"> - Bedre næringstofudnyttelse - Bedre produktkvalitet - Styrker ”naturbevidsthed” - Sparer vandressourcer 	<ul style="list-style-type: none"> - Vandtransport - Økonomi - Teknologi - Politik - Adfærdændring
Tekniker gruppen	<ul style="list-style-type: none"> - Næringsstoffer - Vandbesparelser - Energifordele - Mindre renseanlæg 	<ul style="list-style-type: none"> - Økonomi - Problemer på rensningsanlæg - Transport og CO₂ - Kloaktilstopning - Uudviklet biogas - Slamkvalitet - Forringet hygiejne - Vaner - Lovgivning/politik - Fysiske rammer 	<ul style="list-style-type: none"> - Energi - Vandbesparelse - Næringsstoffer - Gødningskvalitet - Afløb og rensning - Økonomi - Affaldsreducering - Enkel lokal teknologi 	<ul style="list-style-type: none"> - Hygiejne - Plads - Økonomi og ressourcer - Lovgivning - Drift og vedligeholdelse - Biogasudvikling - Regnvand - Transport - Lokal teknisk udvikling - Vaner
Myndigheds-gruppen	<ul style="list-style-type: none"> - Biogasanlæg - Gødning - Lokale fordele - Spildevandsanlæg - Adfærd 	<ul style="list-style-type: none"> - Stort transportbehov - Pladskrævende - Modstand i befolkningen - Tekniske begrænsninger/biogas teknologi - Økonomi - Gødningsudnyttelse - Myndighedshåndtering - Sundhedsmæssige forhold 	<ul style="list-style-type: none"> - Kvælstofkilden udnyttes - Etableringsomkostninger - Driftsomkostninger - Hygiejne-styring - Vandkredsløb ”vand i åerne” 	<ul style="list-style-type: none"> - Modstand i befolkningen - Etablerings og transportudgifter - Overflødiggørelse af eksisterende anlæg - Langsom udbredelse - Pladskrævende - Sygdomsrisiko - Lovgivning - Grundvandsproblematik - Fri lokalisering - Kontaminering ved slutanvendelse

Alle tre grupper pegede på nogle generelle muligheder ved recirkulering af næringsstoffer, som blev nævnt både for scenario 1 og 2. De generelle muligheder er: en bedre udnyttelse af næringsstofferne og et lavere vandforbrug. Desuden er der fordele ved energiproduktion ved anvendelse af biogasteknologi. Biogasteknologien blev dog også fremstillet som en barriere, idet anlæggene på nuværende tidspunkt ikke er tilstrækkeligt udviklet til at håndtere denne type biologisk materiale. Både teknikere og myndigheder pegede på fordele i forhold til kloaksystemer og renseanlæg, energiforbrug og økonomi. Mens landmandsgruppen så en mulighed for at forbedre forbindelsen mellem land og by og at dette kunne være med til at skærpe miljøbevidstheden i byerne.

Blandt barriererne for systemer til recirkulering af næringsstoffer var der enighed i de tre grupper om at: økonomi, sundhedsmæssige forhold, myndighedshåndtering, mistillid til produktkvalitet og et stort transport behov er væsentligste barrierer. Desuden mener flere at vaner og tekniske begrænsninger samt drift og vedligeholdelse er centrale barrierer.

Forslag til handlingsplan

I det andet gruppearbejde blev deltagerne delt i to grupper, på tværs af den tidligere gruppedannelse. Målet med gruppearbejdet var at lave en handlingsplan, der kan overvinde centrale barrierer og udnytte centrale muligheder for ét af de to scenarier.

Tabel 7.2.3: Handlingsplaner for realisering af scenario 1 og 2.

	Handlingsplan 1 Scenario 1	Handlingsplan 2 Scenario 2
Kort sigt	<ul style="list-style-type: none">- Definere produktkvalitet i de enkelte led- Lave systembeskrivelse- Udpege område (lokal forankring og relevante myndigheder)- Identificere forskningsbehov	<ul style="list-style-type: none">- Forskning i sygdomsrisici og kontrolsystem- Udvikling af teknologisk udstyr- Økonomisk afklaring (anlæg og drift)- Økonomiske styringsmidler- Tilpasning af lovgivning
Langt sigt	<ul style="list-style-type: none">- Sikre finansiering- Udforme pilotprojekt- Måle aktuelt på produktkvalitet- Igangsætte projekter (indsamling i huse, biogas, nye råvare)	<ul style="list-style-type: none">- Oplysning til landmænd, beboere/naboer, og driftspersonale- Afklaring af arbejdsmiljøforhold- Afklaring af produktansvar- Bynært landbrug

I begge handlingsplaner indgår følgende tiltag:

- Udvikling af teknologisk udstyr
- Afklaring af økonomiske forhold og økonomiske styremidler
- Definition af produktkvalitet og afklaring af produktansvar

Handlingsplan 1 er præget af en strategi om at lære fra konkrete pilotprojekter, mens handlingsplan 2 tyder mere på en satsning på generelle udredningsarbejde omkring særlige forhold bl.a. økonomi, lovgivning, sygdomsrisici m.v.

8.3 Afsluttende kommentarer om muligheder og barrierer for implementering

De to dialogværksteder giver en kvalitativ beskrivelse af muligheder og barrierer for implementering af tekniske systemer til recirkulering. Her af fremgår det at nogle aktører ser muligheder for denne type systemer i form af bedre udnyttelse af næringsstoffer, muligheder for energiproduktion (biogas), vandbesparelser og nogle nævner også, at det muligvis også kan være økonomisk fordelagtigt især ved nye bebyggelser. Men det er tydeligt at der også er mange barrierer forbundet med en implementering.

Teknologierne er fortsat under udvikling og der er mange "børnesygdomme". Der er usikkerhed mht. hvordan sundhedsrisikoen kan minimeres og hverken lovgivning eller myndighedsbehandling er gearret til denne type systemer. Endeligt er der tvivlen om, hvordan den brede befolkning vil modtage sådanne anlæg, da det er vanskeligt at ændre "toiletkultur", selv for de personer, der frivilligt lever med pilotanlæggene.

9 Samfundsøkonomisk vurdering

9.1 Introduktion

En samfundsøkonomisk vurdering af de i kapitel 4 beskrevne teknologiske tiltag til at forøge recirkuleringen af næringsstoffer fra by til land bør på positiv-siden inddrage de to væsentligste miljømæssige argumenter:

- Der undgås unødigt udledning af næringsstoffer til miljøet, på steder hvor en sådan gør skade (vandløb, søer og hav).
- Ved at benytte disse næringsstoffer som gødning i landbruget spares produktion af kunstgødning.

På negativ-siden er der en række omkostninger forbundet med at indføre nye teknologiske tiltag. To forhold er af så afgørende karakter, at de bør indgå i enhver samlet vurdering af et miljøtiltag:

For det første er der tale om omkostninger af ren *økonomisk* art til etablering af nye anlæg, til drift og vedligehold af disse, til ændrede transportkrav, samt til eventuel ekstra monitorering. Investeringsbehovet og transportbehovet vil ofte variere ganske betydeligt mellem de forskellige foreslåede tiltag.

For det andet vil et miljøtiltag også ofte påvirke andre *miljøforhold*, end hvad der er sigtet med tiltaget. Til næsten alle processer medgår forbrug af energi. En række andre væsentlige miljøproblemer er direkte knyttet til brugen af energi. Det er derfor – selv hvis man anlægger en ren miljømæssig synsvinkel, hvor der ses bort fra de økonomiske omkostninger – vigtigt at sikre sig, at et givent miljøtiltag ikke samtidig medvirker til en mærkbar forringelse af miljøet på et andet område – f.eks. ved at kræve et betydeligt merforbrug af energi.

Denne problemstilling er helt central netop i forbindelse med en vurdering af recirkuleringsteknologierne, da det resulterende energiforbrug varierer ganske markant imellem de forskellige foreslåede teknologiske løsninger. Dertil kommer, at den anden af de to ovenfor nævnte miljømæssige fordele ved at recirkulere næringsstoffer tilbage til landbruget er baseret på, at der spares produktion af kunstgødning – dette er reelt blot udtryk for en energimæssig gevinst. Hvis det teknologiske tiltag til større recirkulering samlet set skal udvise en miljømæssig gunstig effekt, er påvirkningen af den samlede energibalance derfor en væsentlig faktor.

Det er naturligvis muligt, at der vil være tale om *både* en økonomisk besparelse *og* en energimæssig besparelse ved at overgå til en ny teknologi – i så fald er der ikke meget at betænke sig på – men det vil sjældent være tilfældet, og en afvejning må foretages. En omstilling til mere recirkulering vil kun være meningsfuld, hvis de tilsigtede miljømæssige gevinster står i et rimeligt forhold til de økonomiske omkostninger og til de eventuelle miljømæssige ulemper, som er en konsekvens af det pågældende miljøtiltag. Ellers ville de økonomiske midler være bedre anvendt på andre miljøprojekter. En samfundsøkonomisk vurdering kan medvirke til at levere den nødvendige større klarhed omkring sådanne sammenhænge.

9.2 Den samfundsøkonomiske vurderingsmetode

Den samfundsøkonomiske vurdering af et eller flere miljøtiltag har som målsætning at besvare det ene, eller eventuelt begge, af nedennævnte to spørgsmål:

1. Det vurderes, om gevinsterne ved et givet tiltag står mål med de ulemper/omkostninger, der er forbundet med det, når alle (målbare) forhold tages i betragtning – dvs. om det efter en samlet vurdering er fornuftigt at gennemføre tiltaget eller ej.

2. Det vurderes, hvilket tiltag der giver mest ”*value for money*”, når der er flere muligheder for at opnå samme målsætning – dvs. en vurdering af hvor pengene er bedst anvendt, givet det enten er besluttet at anvende en vis sum penge til miljøtiltag inden for et område, eller det er besluttet at opnå en given miljømålsætning, men hvor der er flere alternative muligheder til at opnå denne.

Det er generelt meget vanskeligt at svare på det første spørgsmål, idet det principielt kræver en værdisætning i kroner og øre af samtlige de effekter på miljøet, som det pågældende tiltag har. I en såkaldt *cost-benefit-analysis* indgår en sådan værdisætning. Men en egentlig værdisætning af effekterne på miljøet er særdeles vanskelig – og måske ofte reelt umulig. Dersom det alligevel forsøges, vil det ofte blive betragtet med nogen mistro.

Det kan til gengæld give god mening at gennemføre en samfundsøkonomisk vurdering med et noget mindre ambitionsniveau, hvor formålet er at klargøre, hvor meget en given miljøforbedring – hvis den ønskes gennemført – vil koste i kroner og øre afhængigt af hvilket løsnings tiltag, der anvendes. Som resultat af denne vurdering vil det også ofte fremgå, om et af de mulige fremlagte tiltag er klart mere fordelagtigt end de øvrige tiltag, uanset der ikke foretages en egentlig værdisætning af gevinsterne i kroner og øre – altså uanset om miljøgevinsterne vurderes meget højt eller lavt i økonomiske termer.

Fordelen ved at gennemføre en samfundsøkonomisk vurdering er, at det medvirker til at sikre en højere grad af konsistens i vurderingen – og ofte vil det tydeliggøre nogle basale sammenhænge.

Den samfundsøkonomiske projektvurdering bliver mere formålstjenlig, i jo større omfang det er muligt at sætte tal på de centrale forhold, således at disse kan sammenlignes på tværs af de forskellige løsnings tiltag.

Der vil dog under alle omstændigheder være så mange usikkerhedsmomenter i vurderingerne, at små marginale forskelle i fordele eller ulemper ikke med rimelighed kan anvendes som argument for at vælge en bestemt teknologisk løsning frem for en anden. Den nærmere analyse af de forskellige recirkuleringstiltag viser dog heldigvis, at der er en ganske betydelig variation i de forskellige teknologiers fordele og ulemper, hvorfor der alligevel godt kan trækkes nogle ganske klare konklusioner.

Relationen til udgangssituationen – referencesituationen

Den samfundsøkonomiske vurdering af et projekt foretages altid i forhold til en referencesituation – som oftest en videreførelse af gældende praksis.

Det afgørende for, om det er fornuftigt at overgå til at anvende en af de mulige recirkuleringsteknologier er således, om disse nye tiltag samlet set giver en bedre miljømæssig og økonomisk situation, end der opnås ved at fortsætte med den eksisterende affalds- og spildevandsteknologi.

I denne analyse anvendes, hvad angår spildevand (der omfatter fækalier, urin og gråt spildevand) de eksisterende traditionelle renseanlæg som referencesituation. Hvad angår håndteringen af organisk køkkenaffald baseres de samfundsøkonomiske regnestykker på central kompostering, da denne teknologiske løsning er enkel og vel undersøgt, hvad angår økonomi, energiforbrug og potentiel reduktion i udledningen af næringsstoffer. Indledningsvis burde denne sammenlignes med den eksisterende affaldshåndtering ved forbrændingsanlæg. Det er gjort på forholdsvis forenklet vis, da det ikke er muligt at foretage den nødvendige sondring i forhold til andre affaldskomponenter, jf. efterfølgende gennemgang.

I tilfælde, hvor nyanlæg er nødvendigt i forbindelse med nyt boligbyggeri i et nyt område, består referencesituationen i, at der opføres nye renseanlæg og tilslutningsanlæg baseret på den ”gammelkendte” teknologi.

Som al anden teknologi har renseanlæggene en levetid. Der må således påregnes geninvesteringer i renseanlæg med jævne mellemrum. Der kan derfor argumenteres for, at sammenligningsgrundlaget i projektregnestykket – referencesituationen – bør være investeringen i et nyt af de hidtid kendte renseanlæg med efterfølgende drift og vedligehold i renseanlæggets levetid.

Det mest entydige sammenligningsgrundlag opnås ved at omregne de økonomiske omkostninger ved anlægget (både investeringer, drift og vedligehold) til en fast årlig ydelse, sådan som det er gjort i tabellerne i denne rapport.

Hvis denne beregningsmåde anvendes, tages der dog ikke hensyn til, at der allerede i udgangspunktet står renseanlæg i funktion, som ikke er udtjent. Dette er dog normal procedure i en samfundsøkonomisk projektvurdering: Udgiften til den eksisterende kapital betragtes som såkaldt ”*sunk cost*” – altså omkostninger som allerede er afholdt, samfundsmæssigt set. Men hvis disse renseanlæg skrottes, fordi det vælges at overgå til en recirkuleringsteknologi, er der reelt tale om et betydeligt tab af værdi, som naturligvis bør tages i betragtning – kapitalapparatet skal jo forrentes og afbetales fra ejerne af anlægget, uanset det tages ud af brug.

I omstillingen til en ny teknologi vil man i praksis – så vidt muligt – tilstræbe først at udfase anlæg baseret på den ”gammelkendte” teknologi, i takt med at disse anlæg er skrotningsmodne, således at de ældste – og mest skrotningsmodne – anlæg nedlægges først. Men dette princip er imidlertid ikke så let at efterleve på netop dette felt, fordi der er tale om *komplekse* teknologier, i den forstand at de er bundet sammen geografisk:

Et renseanlæg anvendes af et stort antal husstande inden for et område. Hvis en andel af disse husstande afkobles det ”gamle” renseanlæg, er det ikke sikkert, det kan føre til en indskrænkning af det pågældende renseanlæg – for slet ikke at tale om egentlig nedlæggelse af anlægget. Det vil ofte kræve en samtidig overgang til den nye recirkuleringsteknologi inden for hele det

geografiske område, der i udgangssituationen betjenes af ét skrotmodent renseanlæg.

Der vil derfor i praksis formentlig være tale om betydelige *transitionsomkostninger* – dvs. omkostninger forbundet med selve overgangen til den nye situation baseret på ny teknologi. Det er en stort set umulig opgave at opgøre disse transitionsomkostninger, men de vil ofte være betydelige, og kan let komme til at udgøre en betydelig del af anlægsomkostningerne. Udeladelsen af disse omkostninger fra det samfundsøkonomiske regnestykke giver derfor en skævhed i vurderingen, der er til fordel for nye teknologier.

Denne problemstilling peger i øvrigt på, hvor centralt det – ud fra en økonomisk vinkel – er at foretage en eventuel overgang til recirkuleringsteknologier på en samlet, gennemtænkt måde for et givet geografisk område.

9.3 Forhold som ikke indgår i den samfundsøkonomiske vurdering

Der er en række forhold, som er væsentlige for den samlede vurdering, men som oftest ikke indgår i en samfundsøkonomisk vurdering – enten fordi de har en anden karakter eller fordi det i praksis er umuligt at kvantificere dem.

De *sundhedsmæssige* aspekter er i dette tilfælde af en karakter, som gør det meget vanskeligt at kvantificere dem. Med indførelsen af en række nye forholdsvis uprøvede teknikker i større skala opstår der en række nye risici for at overføre smitstoffer. Det er imidlertid meget svært at sætte tal på sandsynlighederne for, at sundhedsmæssigt uheldige faktorer gør sig gældende. Af denne grund er de sundhedsmæssige forhold ikke inddraget videre i den samfundsøkonomiske vurdering. Til gengæld bør de kvalitative argumenter herom præciseres i beslutningsgrundlaget.

Der er ikke tradition for i samfundsøkonomiske vurderinger at inddrage *administrative omkostninger* i forbindelse med et nyt tiltag, selvom de kan være betydelige. Problemet er, at omkostninger til administration ofte varierer ganske meget med tiltagets størrelsesorden. Jo mere omfattende et tiltag, jo mindre vil de administrative omkostninger fylde som andel af de samlede omkostninger ved at gennemføre tiltaget.

Netop i sammenhæng med recirkulering af næringsstoffer, hvor det ikke er klart, hvor altomfattende et tiltag der kan komme på tale, forekommer det nærmest umuligt at opgøre de administrative omkostninger. Omkostningerne til ændringer af bekendtgørelser og cirkulærer mv., praktisk sagsbehandling i forbindelse med byggetilladelser mv., opbygning af ny ekspertise i myndighedernes miljøafdelinger og tekniske afdelinger indgår derfor *ikke* i den følgende vurdering. Det bør dog tages i betragtning, at der også i udgangssituationen i dag med renseanlæg er tale om et vist omfang ad administrativ behandling. Alt i alt bør det dog ikke underkendes, at der i en overgangsperiode kan være et betydeligt behov for at tilpasse lovgivning, regler og procedurer i myndighedsbehandling til en ny teknologi.

Et andet forhold, der heller ikke er tradition for at inddrage, er kravet til *samarbejde* fra brugerside for at en teknologisk løsning kommer til at fungere i praksis, og i hvilket omfang manglende efterlevelse fra brugerside forøger risikoen for fejlfunktion i de teknologiske systemer, hvis disse er

sårbare over for dette, f.eks. fører til forøgelse af smitteveje mv. I den forudgående gennemgang er det for hvert enkelt løsningsteknologi søgt vurderet, i hvilket omfang systemerne er robuste over for sådanne problemer. Det forekommer, at der med alle forslagene vil være tale om betydeligt større krav til samarbejde end det er tilfældet med dagens teknologi – noget varierende mellem de forskellige teknologiske løsninger.

Endelig kan den samfundsøkonomiske vurdering ikke direkte inddrage mere *filosofisk-følelsesbetonede argumenter* fra beslutningstagernes side. F.eks. kan der argumenteres for, at indførelsen af recirkulerende teknologi vil forøge brugernes opfattelse af sammenhængen mellem by og land – noget der være gunstigt også for opfattelsen af en lang række andre miljørelaterede forhold. Et sådant ”opdragende” element kan meget vel opfattes som et vægtigt argument, men må nødvendigvis holdes ude af den samfundsøkonomiske vurdering, da det netop er et meget subjektivt argument og principielt ikke er muligt at værdisætte det.

9.4 Principperne bag de samfundsøkonomiske regnestykker

De efterfølgende samfundsøkonomiske regnestykker tager udgangspunkt i de i denne rapport opgjorte omkostninger til etablering af nye anlæg samt drift og vedligeholdelse af disse.

I disse samfundsøkonomiske regnestykker indgår naturligvis ikke kun udgifterne til etablering, drift og vedligehold af selve recirkuleringsanlægget, henholdsvis anlægget baseret på den eksisterende miljøteknologi, men også udgifterne til investering i rørsystemer og omkostningerne til den transport, der eventuelt må foretages med lastbil.

De opgørelser, der ovenfor er gennemført for hver enkelt teknologisk løsning med hensyn til potentialet for recirkulering af næringsstoffer og påvirkningen af energibalance indgår i det samfundsøkonomiske regnestykke.

Princippet i regnestykket er vist på skematisk form nedenfor i tabel 9.4.1. Omkostninger (*costs*) er angivet negativt i tabellen, gevinster (*benefits*) positivt, således som det er almindeligt i samfundsøkonomiske opgørelser. De enkelte elementer omregnes til værdier i kroner og øre. Differencen i forhold til referencesituationen opgøres.

Tabel 9.4.1 Gevinster og omkostninger ved recirkuleringsteknologiske tiltag i forhold til referencesituationen, pr. person pr. år

	Recirkulerings- teknologi	Referencetek- nologi	Difference	Enhedspriser	Værdi (kr.)
Økonomi til anlæg, drift og vedligehold	÷	+	+/-		+/-
Forbedring af energibalance (kWh pr. person pr. år):					
Energiforbrug til drift	÷	+			
Energiforbrug til transport	÷	+			
Energigevinst ved sparet kunstgødn.	+	÷			
Energigevinst ved energiproduktion	+	÷			
Energibalance, i alt:	+/-	+/-	+/-	1 kr. pr kWh	+/-
Reduceret næringsstofudledning (kg. pr. person pr. år):					
Kvælstof	+	÷	+/-	55 kr. pr kg	+/-
Fosfor	+	÷	+/-	350 kr. pr kg	+/-
I alt:					+/-

For hver enkelt recirkuleringsteknologi er opgjort, hvor mange kg kvælstof og fosfor, der kan recirkuleres som følge af det pågældende tiltag pr. person pr. år. Den tilsvarende recirkulering er opgjort for referencesituationen, idet denne jo bortfalder ved overgangen til den ny teknologi. Differencen mellem den ny teknologi og referencesituationen opgøres, hvorefter denne hvad angår påvirkningen af energibalancen og reduktion i næringsstofudledningen værdisættes ud fra de anvendte *enhedspriser*, jf. nedenfor.

For hvert recirkuleringstiltag er endvidere angivet, i hvilket omfang det pågældende tiltag påvirker den samlede energibalance – opgjort i kWh pr. person pr. år. Den energi, der medgår til at drive det pågældende anlæg, og den energi, der medgår til transport, er opgjort, da disse forhold påvirker energibalancen negativt. Den energi der, som følge af recirkuleringen af næringsstofferne, spares til produktion af kunstgødning, er opgjort, da den giver et positivt bidrag til energibalancen. Endelig er der, for de teknologier der som sideeffekt fører til produktion af energi (f.eks. biogasanlæg), anført, hvor mange kWh pr. person pr. år det drejer sig om. Den samlede påvirkning på energibalancen opgøres.

På tilsvarende vis er referenceteknologiens påvirkning af energibalancen opgjort, hvorefter differencen mellem recirkuleringsteknologien og den ny teknologi kan beregnes. Der foretages dernæst en omregning med enhedspriserne for energi til kroner og øre.

Værdisætningen af miljøgevinsterne

En egentlig *cost-benefit-analyse* ville som tidligere angivet kræve, at der foretages en værdisætning af gevinsten ved mindre udledning af kvælstof og fosfor til vandløb og hav – bl.a. baseret på, hvor meget den danske befolkning værdsætter et renere havmiljø, og hvilken betydning en reduceret udledning af næringsstoffer vil have for fiskebestanden og for den økonomiske udnyttelse af denne mv.

En sådan opgørelse ligger naturligvis uden for nærværende analyses omfang. En *benefit-baseret* værdisætning til brug for en egentlig cost-benefit-analyse er forbundet med en hel del både principielle og praktiske problemer – og ville i sig selv udgøre et større forskningsprojekt. Dertil kommer, at en sådan opgørelse, hvis den blev gennemført, formentlig også hurtig ville blive genstand for en række kontroverser omkring forskningsmetodik og basale antagelser omkring værdisætning. Dels fordi der ikke forefindes nogen endegyldig metode til at opgøre befolkningens reelle betalingsvillighed. Dels

fordi der formentlig vil blive stillet spørgsmålstejn ved om en spørgeskemaanalyse til afdækning af befolkningens værdisætning kan udgøre et tilstrækkeligt grundlag for værdisætningen af et miljøgode, der også påvirker fremtidige generationer mv.

En anden mulig fremgangsmåde, som er mere håndterbar og formentlig også mindre kontroversiel, er at basere værdisætningen på opgørelser af *omkostningerne* ved mere gennemtestede alternative tiltag til at opnå den samme miljøforbedring.

Princippet i denne metode er følgende: Omkostninger forbundet med at forbedre miljøbelastningen (med 1 enhed) gennem et besluttet tiltag kan ses som samfundets (de politiske beslutningstageres) implicitte vurdering af, hvor meget man vil betale for den pågældende forbedring af miljøet (med 1 enhed). Der kan argumenteres for, at det er rimeligt at anvende denne størrelse som den relevante enhedspris til værdisætning af den pågældende miljøforbedring, når denne skal opnås med et nyt teknologisk tiltag. Værdisætningen af en miljøforbedring (med 1 enhed) bør således være uafhængig af, hvilken teknologisk løsning der anvendes for at opnå den.

Værdisætning af reduceret næringsstofudledning

Der er her taget udgangspunkt i analyserne i rapporten "*Omkostninger ved reduktion af næringsstofbelastningen af havområderne*", Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, *Faglig rapport fra DMU, nr. 165, 1996*, som belyser en lang række forskellige tiltag til at reducere næringsstofbelastningen.

Som led i analyserne til DMU's rapport er der gennemført en række beregninger af, hvad den marginale enhedsomkostninger ved at reducere udledningen af kvælstof med 1 kg, ud over hvad der allerede er igangsat af tiltag, vil koste. Udfra dennes rapport's mange beregninger og resultater kan det med betydelig usikkerhed anslås, at de marginale enhedsomkostninger vil ligge omkring 50-60 kr. pr. kg, idet denne vurdering baseres primært på figur 11.1 (side 138), figur 12.1 (side 144) og på baggrund af konklusionen (side 149).

På tilsvarende vis kan der gives et groft skøn over omkostningerne ved at reducere udledningen af fosfor med 1 kg fosfor. Rapporten beskæftiger sig dog kun i mindre omfang med at prissætte udledningen af fosfor, hvorfor usikkerheden på dette felt er noget større. Udfra figur 11.2 (side 138) i ovennævnte rapport kan de marginale enhedsomkostninger ved reduktion af fosforudledning skønnes at være i størrelsesordenen 300-400 kr. pr. kg.

Disse enhedspriser kan ses som den implicitte vurdering af, hvordan samfundet gennem faktiske politiske beslutninger værdisætter belastningen af havmiljøet med ét ekstra kg kvælstof henholdsvis fosfor. Opgørelserne i tilknytning til ovennævnte rapport viser således, at det er muligt at reducere udledningerne af kvælstof og fosfor via disse alternative metoder, blot det besluttet at anvende den angivne sum pr. kg reduceret næringsstof. I de samfundsøkonomiske analyser af recirkuleringstiltag er det derfor ikke rimeligt at indregne en større enhedspris (dvs. værdi pr. reduceret kg), end hvad der er fundet for disse andre løsningsmuligheder. Gevinsten ved at udlede ét kg mindre kvælstof til havmiljøet har således samme værdi, uanset hvilket miljøteknologisk tiltag der er anvendes for at opnå den pågældende reduktion.

Der er derfor i de efterfølgende samfundsøkonomiske regnestykker taget udgangspunkt i enhedspriser for reduceret udledning af kvælstof og fosfor på henholdsvis 55 kr. pr. kg og 350 kr. pr. kg.

Disse enhedspriser skal dog kun ses som beregningstekniske forudsætninger for de samfundsøkonomiske regnestykker. I det omfang der senere fremkommer mere præcise analyser af reduktionsomkostningerne ved alternative tiltag, som eventuelt viser at vil være højere, vil det føre til højere enhedspriser og dermed til en forbedring af de samfundsøkonomiske regnestykker for recirkuleringsteknologierne. Hvis det politisk vælges at fastsætte en meget højere målsætning for miljøtilstanden på dette felt, som uvægerligt vil føre til en forhøjelse af de marginale reduktionsomkostninger, fordi indsatsen skal være mere gennemgribende, vil det tilsvarende forhøje enhedspriser og forbedre regnestykket.

De opstillede regnestykker baseret på de forudsatte enhedspriser giver dog under alle omstændigheder en klargøring af størrelsesordenen af gevinsterne ved reduceret næringsstofudledning opgjort i kroner og øre set i forhold omkostningerne ved at gennemføre de forskellige recirkuleringsteknologiske tiltag – og det muliggør en sammenligning på tværs mellem de forskellige recirkuleringstiltag.

Værdisætning af forbedringer i energibalancen

Ud fra samme princip som er anvendt ovenfor, kan der foretages en værdisætning af de teknologiske løsningernes påvirkninger på energibalancen. Til fastsættelse af en enhedspris forekommer det mest rimeligt at tage udgangspunkt i, hvilke priser forbrugerne betaler for at forbruge energi – eller rettere hvilken pris samfundet (de politiske beslutningstagere) har besluttet, at forbrugerne skal betale som følge af den miljøpåvirkning, der er knyttet til brugen af energi. Energianvendelsen resulterer først og fremmest i udledning af CO₂, men afhængigt af brændsel og produktionsform også i udledning af SO₂, NO_x og partikler.

En del af den pris, forbrugerne betaler for at anvende energi, udgøres af omkostningerne til råvarerne (kul, olie, naturgas) og omkostningerne forbundet med omformning af disse (til f.eks. el) og efterfølgende distribution (ledningsnet mv.). Denne del af prisen er knyttet til reelle produktionsomkostninger og skal derfor ikke tilknyttes miljøbelastningen. Det er således alene afgifterne på brugen af energien som udgør den politiske fastsatte merpris, der kan siges at udgøre prissætningen af miljøbelastningen.

Denne pris afviger fra energiform til energiform, fra kunde til kunde, og fra år til år, hvorfor der alene kan gives et groft overslag størrelsesordenen.

Til de følgende samfundsøkonomiske regnestykker er det taget udgangspunkt i prisen for el, da energianvendelsen for de enkelte teknologier i denne rapport alene er opgjort i kWh. Forbrugerprisen for el ligger – med nogen variation – omkring 1½ kr. pr. kWh. (inklusive moms). Af denne pris må vurderes, at omkring ½ kr. udgør omkostninger til selve el-produktionen og distributionen (inklusive moms). De afgifter, der er pålagt el, udgør (inklusive moms af afgifterne) i størrelsesordenen 1 kr. Dette beløb kan således siges at udtrykke den politisk bestemte samfundsmæssige værdisætning af den forureningskomponent, der er knyttet til at anvende 1 kWh.

Der anvendes også store beløb på at støtte alternativ energi, hvilket kan siges også at afspejle en betalingsvillighed. Der kunne derfor argumenteres for, at

den samlede betalingsvillighed for at opnå en reduktion af udledningen af CO₂, SO₂, NO_x, partikler m.v. er større end 1 kr. pr. kWh. På den anden side kan der også argumenteres for, at det – set ud fra en marginal betragtning – er mest relevant at anskue prissætningen på forbruget af yderligere kWh, som principielt er uafhængig af støtten til at opføre vindmøller mv. Under alle omstændigheder tages der med enhedsprisen på 1 kWh alene udgangspunkt i de faktiske forhold i dag. Disse kan meget vel ændre sig inden for en årrække, hvis miljøproblemerne omkring brug af fossile brændsler vurderes som væsentligere end i dag.

Andre miljøeffekter

Der er også en miljømæssig gevinst ved at tilbageføre organisk materiale til markerne, da en del af de danske marker lider af et vist underskud på organisk materiale, som har betydning for omsætningen i jorden og dermed for dennes kvalitet. Værdien af denne tilbageføring er dog meget vanskelig at gøre op i kroner og øre, hvorfor det ikke indgår i de nævnte regnestykker. Det er dog et forhold, som bør retteligt indgå i den samlede vurdering, specielt da ikke alle de mulige recirkuleringsteknologier fører til en tilbageføring af det organiske materiale.

Der medgår energi til at sprede de recirkulerede næringsstoffer på markerne, hvorfor der kunne argumenteres for, at dette forhold burde indregnes i den samlede energianvendelse. Der medgår dog også energi til at sprede kunstgødning. Der forefindes ikke nogen viden om, hvorvidt denne er mindre eller større end ved spredning af recirkulerede næringsstoffer. Det er derfor valgt at se bort fra dette forhold i nedenstående beregninger, og problemstillingen indgår derfor ikke i nærværende analyse.

9.5 Forhold som kan påvirke regnestykkernes resultat

En række forhold er økonomiske i deres natur – og burde derfor indgå i den samfundsøkonomiske vurdering – men er vanskelige at inddrage i det samfundsøkonomiske regnestykke. En gennemgang af disse forholds betydning for regnestykket er imidlertid vigtig. Udeladelsen af et eller flere af disse forhold kan således potentielt have en ganske afgørende skævvridende effekt på regnestykkets samlede resultat. Det understreger samtidig usikkerheden i den samlede vurdering.

Rørsystemer, udbringning mv.

Hvad angår de eksisterende rørsystemer der forbinder husstandene med renselanlæggene, kompliceres situationen af to forhold. Dels fordi der ofte er tale om systemer med meget lang levetid – væsentligt længere end selve anlægget (om end de danske rørsystemer som helhed står over for en større udskiftning i de kommende årtier). Dels fordi rørsystemerne måske i et vist omfang kan anvendes også af en ny recirkuleringsteknologi. Denne mulighed er dog ikke inddraget i de ovenfor angivne systemdiagrammer; den er formentlig svært at integrere med de nye teknologier i praksis, og indgår derfor heller ikke i de samfundsøkonomiske regnestykker.

Problemstillingen kan forekomme noget enklere, når det handler om byggeri af nye boliger i et nyt område, da der ikke her kommer på tale at skrotte rørsystemer til renselanlæggene. Men her er til gengæld de geografiske forhold ganske afgørende. Det er således afgørende, om der i nærheden af nybyggeriet ligger et renselanlæg med uudnyttet kapacitet, som de nye boliger let kan tilsluttes. De marginale samfundsmæssige omkostninger pr. bolig ved at tilslutte nye boliger til et eksisterende

renseanlæg med overskydende kapacitet må således forventes at være forholdsvist lave, og klart lavere end de marginale samfundsmæssige omkostninger forbundet med at skulle tilslutte de nye boliger til et *nyt* rensesanlæg, da boligerne da også skal bære finansieringsbyrden ved det nye rensesanlæg. Udeladelsen af dette forhold fra den samfundsøkonomiske analyse er også med til at give en (om end mindre) skævhed i vurderingen til gunst for de nye recirkuleringsteknologier.

Et andet forhold, som kan have betydning for samfundsøkonomiske rentabilitet, men som ikke indgår i denne rapports emneområde, er omkostningerne til bortskaffelse af slam fra de nuværende rensesanlæg. Disse omkostninger er ikke inddraget i de samfundsøkonomiske regnestykker. På den anden side indgår heller ikke omkostningerne for recirkuleringsteknologierne ved udbringning og spredning af kompost, urin, bioforgasset restmateriale mv. til markerne. I hvilket omfang det samlet trækker det samfundsøkonomiske resultat i den ene eller anden retning er vanskeligt at vurdere.

Omkostninger ved arealanvendelse

Endnu et forhold, som er vanskeligt at inddrage i vurderingen, er udgifterne til erhvervelse af de arealer, hvor de nye recirkuleringsteknologiske anlæg skal opføres. Omvendt skal de udgifter, der ville være medgået til at erhverve arealerne til den eksisterende miljøteknologi, naturligvis også indgå.

Heller ikke dette forhold er inddraget i de samfundsøkonomiske regnestykker, da det vil afhænge meget specifikt af anlæggenes eksakte lokalisering.

Udeladelsen heraf kan dog påvirke den relative vurdering, i det omfang der er et meget forskelligt behov for areal til anlæg mellem de forskellige teknologiske løsninger – hvis f.eks. de nye anlæg baseret på en recirkuleringsteknologi systematisk kræver mere plads end areal til de ”gammelkendte” teknologier. Der er dog ikke som helhed noget der tyder på, at kravet til den samlede arealanvendelse skævtrækker vurderingen i en bestemt retning.

Prisen på arealer må dog antages at være noget højere for arealer i tæt tilknytning til boligområder sammenlignet med arealer, der godt kan ligge langt fra boligbebyggelse – og f.eks. etableres uden for selve bykernen. Udeladelsen af dette forhold betyder derfor formentlig, at foretages en undervurdering af omkostningerne til etablering af de recirkulationsteknologier, hvor der som led i den teknologiske løsning etableres anlæg i tæt tilknytning til boligområderne. Det gælder f.eks. kompostbeholdere, tanke eller nedsivningsanlæg direkte i tilknytning til boligerne. Også dette forhold er det vanskeligt at sætte tal på, da en del af de nye anlæg formentlig kan graves ned under jorden og dermed ikke behøver optage så megen grundareal på overfladen.

Stordriftsfordele i brugen af anlæg

De fleste teknologier bliver billigere i brug, jo flere personer der deles om samme anlæg. Der er således ofte stordriftsfordele knyttet til anlæggets størrelse. Et anlæg til 20.000 personer vil formentlig være billigere pr. bruger end et anlæg til 10.000 personer osv. I mange tilfælde kan det ganske enkelt ikke betale sig at etablere et anlæg under en vis størrelse, da det så vil blive alt for dyrt pr. bruger.

Stordriftsfordele som disse aftager dog typisk ud over en vis størrelse – som da kan betragtes som anlæggets ”naturlige” størrelse for en given teknologi. De opgørelser, der indgår i de efterfølgende samfundsøkonomiske regnestykker, er da også typisk baseret på anlæg til adskillige tusinde brugere. Beregningerne vedrører således kun bymæssige bebyggelser af en vis størrelsesorden.

Graden af stordriftsfordele kan variere imellem de forskellige teknologiske løsninger. De forskellige teknologiske løsninger kan således have relative fordele i forhold til de andre teknologier i bestemte geografiske sammenhænge. Nogle af teknologierne kan således godt udnyttes, selv om der er betydeligt færre brugere – og kan alene som følge heraf have en vis fremtid i mere tyndt befolkede områder, selvom de måske ikke er ”konkurrencedygtige” med de andre teknologiske løsninger i tættere befolkede områder. Jo mere tyndt befolkede områderne er, jo relativt dyrere bliver det at etablere teknologiske løsninger, der nødvendigvis må basere sig på større anlæg.

Stordriftsfordele i produktionen af anlæg

Omstilling af rensningsteknologien til et scenarium med recirkulering af næringsstoffer er et langsigtet projekt. Er sigtet, at hele Danmark (og evt. resten af den industrialiserede verden) på længere sigt skal omstilles til recirkulering, er der også tale om et særdeles omfattende projekt. Med en så stor omstilling må der forventes også at gøre sig stordriftsfordele gældende i produktionen af de tekniske anlæg. Dette forhold er det vanskeligt at opgøre betydningen af, men fra mange andre sektorer er det velkendt, at omkostningerne pr. enhed meget vel kan blive reduceret betragteligt ved produktion af meget store serier.

Dertil kommer, at en større satsning på en bestemt ny teknologi formentlig vil føre til en betydelige innovation i fremstillingsprocessen og dermed til en billiggørelse af produktionen.

Faktorer som disse er der ikke taget hensyn til i de samfundsøkonomiske regnestykker. Udeladelsen af disse forhold giver formentlig en vis skævhed i vurderingen til ugunst for de nye, mere ”umodne” recirkuleringsteknologier i forhold til de velkendte renselanlæg baseret på ”gammelkendt” teknologi.

9.6 Samfundsøkonomisk vurdering af de enkelte løsninger

Central tørkompostering af køkkenaffald

Central tørkompostering har den fordel, at det organiske næringsindhold i køkkenaffald udnyttes ved at blive bragt tilbage til markerne. Det er dog, jf. ovenstående, ikke muligt at inddrage værdien af dette i det samfundsøkonomiske regnestykke.

En anden fordel er, at der er tale om en lavteknologisk metode, som er relativt billig at etablere.

Ulempen ved metoden er, at en betydelig del af kvælstoffet tabes undervejs.

Denne teknologiske løsning er alene rettet mod håndteringen af organisk køkkenaffald. Den skal derfor indgå ved siden af andre teknologier til håndtering af de øvrige affaldskomponenter, hvis der ønskes en mere omfattende recirkulering af næringsstoffer. Central tørkompostering kan dog godt indføres isoleret kombineret med fortsat anvendelse af traditionelle

renseanlæg til behandling af de 3 øvrige affaldskomponenter: fækalier, urin og grå spildevand.

Det er ikke enkelt at opstille et fuldstændigt samfundsøkonomisk regnestykke for overgang til central tørkompostering med en differensberegning i forhold til den reelle reference, som udgøres af forbrænding af det organiske køkkenaffald. Situationen kompliceres af, at det organiske køkkenaffald kun udgør en del af det samlede affald, som indsamles fra husstandene til efterfølgende forbrænding – og at indsamling derfor skal foretages under alle omstændigheder. Hvilke effekter en mindre mængde affald ugentligt vil have for, hvor hyppigt indsamling behøver blive foretaget, og for økonomien i selve affaldsforbrændingen, er temmelig uklart.

Der vurderes dog at være tale om potentielt betydelige besparelser i omkostningerne ved at undlade indsamling af organisk husholdningsaffald på skønnet i størrelsesordenen mellem 800 og 2000 kr. pr. år indbefattende energigevinsten ved affaldsforbrændingen. Med så stor usikkerhed giver det ikke megen mening at udforme et samlet regnestykke. Usikkerheden omkring økonomien dominerer fuldstændigt det samlede samfundsøkonomiske regnestykke – især fordi recirkuleringspotentialet i tørkompostering trods alt er beskedent. I tabel 9.6.1 nedenfor er derfor alene angivet det isolerede samfundsøkonomiske regnestykke for central tørkompostering, hvor der ikke er foretaget en differensberegning i forhold til referenceteknologien.

Det fremgår, at der tale om en forholdsvis billig anlægsteknisk løsning, som hvis den sammenlignes med den noget mere teknologisk tunge affaldsforbrændingsproces klart falder økonomisk fordelagtig ud. Men omvendt er recirkuleringspotentialet for kvælstof og fosfor ved denne teknologi særdeles begrænset. Alt i alt må der siges at være tale om en teknologisk løsning med et relativt lavt ambitionsniveau, hvad angår recirkulering.

Tabel 9.6.1. Isoleret samfundsøkonomisk regnestykke for central tørkompostering af køkkenaffald, kr. pr. person pr. år

Økonomi – anlæg, drift og vedligehold:	-240
Energiforbrug til transport: 2,5 kWh · 1 kr. pr. kWh =	-3
Energiforbrug til drift: 7,9 kWh · 1 kr. pr. kWh =	-8
Energibesparelse ved substitution: 4,9 kWh · 1 kr. pr. kWh =	+5
Reduceret næringsstofudledning:	
Kvælstof: 0,3 kg · 55 kr. pr. kg =	+17
Fosfor: 0,1 kg · 350 kr. pr. kg =	+35
I alt:	-194

Kilde: Bilag 2B.

Denne teknologiske løsning udgør sammen med spildevandsrensning af de øvrige affaldsfraktioner referenceteknologien for de efterfølgende samfundsøkonomiske regnestykker.

Lokal kompostering af køkkenaffald

Med lokal kompostering af organisk køkkenaffald spares omkostninger til transport af affaldet til et centralt anlæg. Dertil kommer, at det vurderes at være lidt billigere at etablere et lokalt anlæg – heri er dog ikke medregnet omkostningerne til den nødvendige arealanvendelse tæt på boligen, jf. ovenstående diskussion. Det må yderligere tages i betragtning, at besparelsen i transporten kun gør sig gældende, hvis produktet fra

komposteringsprocessen også anvendes lokalt. Under alle omstændigheder vil dog kun en mindre del af de samlede omkostninger medgå til transport.

Ligesom ved central kompostering er der tale om en anlægsteknisk billig løsning – også her fordi det er en forholdsvis lavteknologisk løsning. Ambitionsniveauet for denne løsning må siges at være lavt – i hvert fald hvis det ses i dansk sammenhæng.

Det bør bemærkes, at der ved denne løsning formentlig vil være brug for en betydelig lokal inddragelse og mængde arbejdstimer, som lokale må lægge i dette – hvilket efter temperament kan fortolkes som enten en ekstra omkostning eller en gevinst på grund af den hermed forbundne ”opdragende” virkning på brugerne.

Af disse grunde forekommer det ikke rimeligt at opstille et egentligt samfundsøkonomisk regnestykke for denne teknologiske løsning.

Urinopsamling

Med opsamling af urin er der også tale om en forholdsvis lavteknologisk løsning, men her med et betydeligt recirkuleringspotentiale.

Den store fordel ved urinopsamling er, at der opnås en væsentlig højere udnyttelsesgrad i forhold til recirkulering af næringsstoffer tilbage til landbruget end ved brug af traditionel spildevandsrensning.

Urinopsamling er til gengæld forholdsvis omkostningskrævende. Dels skal der etableres anlæg til opsamling af urin, dels er transportomkostningerne betydelige pga. det store vandindhold.

Ved en samfundsøkonomisk vurdering af urinopsamling er det væsentligt, at der sammenlignes med referencesituationen: at urinen fortsat føres til konventionelle spildevandsrensningsanlæg (sammen med fæces og gråt spildevand). I såvel referencesituationen som recirkuleringsløsningen indgår central kompostering af køkkenaffald. Differencen mellem disse to situationer afspejler således den isolerede effekt af urinopsamling.

Table 9.6.2. Samfundsøkonomisk regnestykke for urinopsamling (system E 3), pr. person pr. år.

	Recirkulerings- teknologi	Referencetek- nologi	Difference	Enhedspriser	Værdi (kr.)
Økonomi til anlæg, drift og Vedligehold	÷2.992	+2.284	÷708		÷708
Forbedring af energibalance (kWh pr. person pr. år):					
Energiforbrug til drift	÷15	+25			
Energiforbrug til transport	÷12	+3			
Energigevinst ved sparet kunstgødn.	+81	÷30			
Energigevinst ved energiproduktion					
Forbedring af energibalance i alt:	+54	÷2	+52	1 kr. pr. kWh	+52
Reduceret næringsstofudledning (kg pr. person pr. år):					
Kvælstof	+4,6	÷4,6	+0,0	55 kr. pr. kg	+0
Fosfor	+0,91	÷0,82	+0,09	350 kr. pr. kg	+32
I alt:					÷624

Note: Recirkuleringsteknologien (E 3) indbefatter udover urinopsamling og central kompostering af organisk køkkenaffald også behandling af fæces og gråt spildevand på konventionelt renseanlæg. Referenceteknologien (E 1) udgøres af central kompostering af køkkenaffald, samt behandling af urin, fæces og gråt spildevand på konventionelt renseanlæg.
Kilde: Bilag 2A, 2B og 2D.

Regnestykket viser, at der samlet set ikke er tale om en teknologisk løsning med et godt samfundsøkonomisk resultat. Det skyldes de forholdsvis høje etableringsomkostninger til urinopsamlingsanlæg mv., kombineret med at der kun opnås en beskedent gevinst i form af reduceret næringsstofudledning.

Hvad angår påvirkningen af energibalancen er der tale om en gevinst af en vis størrelse – primært knyttet til en betydelig substitutionsgevinsten ved sparet kunstgødning. Selv med enhedspriser på energi flere gange så store som de forudsatte enhedspriser, vil det dog ikke føre til et positivt resultat i det samlede regnestykke – også fordi der medgår en del energi til drift og transport. Samlet set må urinopsamling vurderes at være en teknologi, der er for dyr, i forhold til hvad der kan opnås af miljøgevinster med den.

Vådkompostering

Vådkompostering kan udover organisk køkkenaffald omfatte såvel fæces som urin (svarende til system E 4).

Vådkomposteringen som system kræver, at det grå spildevand håndteres med en anden teknologisk løsning. I nedenstående samfundsøkonomiske regnestykke er det forudsat, at det grå spildevand håndteres ved traditionelle renseanlæg. Det gør sig gældende i både recirkuleringssystemet og referencesystemet, hvorfor differencen ikke indbefatter en ændring i dette. Det betyder til gengæld, at der i recirkuleringssystemet fortsat skal afholdes omkostninger til traditionelle renseanlæg, hvilket medvirker til at fordyre dette løsningssystem i det samlede regnestykke. Dette er en væsentlig grund til, at dette løsningssystem anlægsmæssigt er mere kostbart end referencen.

Tabel 9.6.3 Samfundsøkonomisk regnestykke for vådkompostering af organisk køkkenaffald, urin og fæces (system E 4), pr. person pr. år.

	Recirkuleri ngs- teknologi	Referencetek nologi	Difference	Enhedspriser	Værdi (kr.)
Økonomi til anlæg, drift og Vedligehold	÷2.948	+2.284	÷664		÷664
Forbedring af energibalance (kWh pr. person pr. år):					
Energiforbrug til drift	÷80	+25			
Energiforbrug til transport	÷18	+3			
Energigevinst ved sparet kunstgødn.	+82	÷30			
Energigevinst ved energiproduktion					
Forbedring af energibalance i alt:	÷6	÷2	÷8	1 kr. pr kWh	÷8
Reduceret næringsstofudledning (kg pr. person pr. år):					
Kvælstof	+5,4	÷4,6	+0,8	55 kr. pr kg	+44
Fosfor	+0,88	÷0,82	+0,06	350 kr. pr kg	+21
I alt:					÷617

Note: Der er taget udgangspunkt i teknologi baseret på vakuumpoilet med urinseparation, som er den toiletform, der resulterer i det laveste energiforbrug til transport og drift. Recirkuleringsteknologien (E 4) indbefatter udover vådkompostering af organisk køkkenaffald, fæces og urin også behandling af gråt spildevand på konventionelt rensningsanlæg. Referenceteknologien (E 1) udgøres af central kompostering af køkkenaffald, samt behandling af urin, fæces og gråt spildevand på konventionelt renseanlæg.
Kilde: Bilag 2A, 2B og 2E.

Det samfundsøkonomiske regnestykke fremviser samlet set et negativt resultat.

Vådkompostering fører til en meget stor recirkulering af kvælstof og der sker derfor en vis reduktion af udledningen af kvælstof. Også for fosfor opnås en forbedring. Med de anvendte enhedspriser for reduceret udledning af

kvælstof og fosfor giver det et positivt, om end beskedent, bidrag til det samlede samfundsøkonomiske resultat.

Hvad angår påvirkningen af energibalancen, har denne teknologiske løsning til gengæld en negativ effekt – primært som følge af et betydeligt energiforbrug i forbindelse med selve driften af komposteringsanlægget. Højere enhedspriser på energiforbrug vil således forværre det samlede samfundsøkonomiske regnestykke.

Det bør dog tages i betragtning, at der er tale om en teknologi, som er væsentligt mere kompleks end de foregående, og som vel også må betragtes som værende i sin indledende fase. Dette kan ses som en fordel, da det giver god mulighed for at stordrift med denne teknologiske løsning vil føre til innovation og billiggørelse af produktionen af sådanne anlæg. Det vil medvirke til at forbedre det samfundsøkonomiske regnestykke.

Alt i alt må denne teknologiske løsning – med usikkerheden i enhedspriserne taget i betragtning – dog udfra en samfundsøkonomisk synsvinkel vurderes ikke at være særlig rentabel. En generel højere værdisætning af miljøgevinsterne vil således ikke lede til en forbedring af det samfundsøkonomiske regnestykke for denne teknologiske løsning pga. den betydelige negative påvirkning på energibalancen.

Det er muligt at kombinere vådkompostering for køkkenaffald og fæces alene med separat håndtering af urinen (svarende til system E 5). Men med to parallelle systemer til recirkulering kræves etablering af to separate anlæg, hvilket fordyrer den samlede affaldsbehandling markant i forhold til at benytte den samme procesteknologi til flere affaldskomponenter, jf. tabel 9.6.4. Uanset enhedspriserne på energi og reduceret udledning af næringsstoffer vil dette således ikke være nogen hensigtsmæssig løsning set ud fra en samfundsøkonomisk vinkel.

Tabel 9.6.4 Samfundsøkonomisk regnestykke for vådkompostering af køkkenaffald og fæces, kombineret med urinopsamling (system E 5), pr. person pr. år.

	Recirkuleri ngs- teknologi	Referencetek nologi	Difference	Enhedspriser	Værdi (kr.)
Økonomi til anlæg, drift og Vedligehold	÷4.029	+2.284	÷1.745		÷1.745
Forbedring af energibalance (kWh pr. person pr. år):					
Energiforbrug til drift	÷43	+25			
Energiforbrug til transport	÷18	+3			
Energigevinst ved sparet kunstgødn.	+77	÷30			
Energigevinst ved energiproduktion					
Forbedring af energibalance i alt:	+16	÷2	+14	1 kr. pr kWh	+14
Reduceret næringsstoffudledning (kg pr. person pr. år):					
Kvælstof	+5,0	÷4,6	+0,4	55 kr. pr kg	+22
Fosfor	+0,93	÷0,82	+0,11	350 kr. pr kg	+39
I alt:					÷1.670

Note: Der er taget udgangspunkt i teknologi baseret på vakuumtoilet med urinseparation, som er den toiletform, der resulterer i det laveste energiforbrug til transport og drift. Recirkuleringsteknologien (E 5) indbefatter vådkompostering af organisk køkkenaffald og fæces, separat opsamling af urin, og behandling af gråt spildevand på konventionelt rensningsanlæg. Referenceteknologien (E 1) udgøres af central kompostering af køkkenaffald, samt behandling af urin, fæces og gråt spildevand på konventionelt rensningsanlæg.
Kilde: Bilag 2A, 2B, 2D og 2E.

Bioforgasning

Den store fordel ved bioforgasning er, at den kemiske energi i de organiske stoffer via omformning til biogas benyttes til energiproduktion. Det giver en markant forbedring i energibalancen. Set i en samlet samfundsøkonomisk vurdering tæller det dog ikke så meget, som man måske umiddelbart skulle tro, jf. tabel 9.6.5. Men resultatet afhænger naturligvis af de anvendte enhedspriser for energiforbrug.

Recirkuleringen af kvælstof er af nogenlunde samme omfang som ved vådkompostering og medvirker derfor til en tilsvarende reduktion af udledningen.

Samlet set fremviser det samfundsøkonomiske regnestykke for bioforgasning et resultat, der ligger tæt på resultatet for vådkompostering – dog noget nærmere balance i regnestykket. Men hvis enhedsprisen for energiforbrug f.eks. forudsættes dobbelt så høj som den i regnestykket forudsatte, vil regnestykket for bioforgasning forbedres markant – både i forhold til referencesituationen og især sammenlignet med vådkompostering, som påvirkes negativt. Prissættes reduktion af næringsstofudledningen dobbelt så højt som forudsat i regnestykkerne vil det til gengæld ikke ændre på bioforgasningens resultat vurderet relativt til vådkompostering.

Tabel 9.6.5. Samfundsøkonomisk regnestykke for bioforgasning af

	Recirkuleri ngs- teknologi	Referencetek nologi	Difference	Enhedspriser	Værdi (kr.)
Økonomi til anlæg, drift og Vedligehold	÷3.036	+2.284	÷752		÷752
Forbedring af energibalance (kWh pr. person pr. år):					
Energiforbrug til drift	÷57	+25			
Energiforbrug til transport	÷24	+3			
Energigevinst ved sparet kunstgødn.	+83	÷30			
Energigevinst ved energiproduktion	+194				
Forbedring af energibalance i alt:	+196	÷2	+194	1 kr. pr kWh	+194
Reduceret næringsstofudledning (kg pr. person pr. år):					
Kvælstof	+5,4	÷4,6	+0,8	55 kr. pr kg	+44
Fosfor	+0,88	÷0,82	+0,06	350 kr. pr kg	+21
I alt:					÷493

køkkenaffald, urin og fæces (system E 6), pr. person pr. år .

Note: Der er taget udgangspunkt i teknologi baseret på vakuumentoilet med urinseparation, som er den toiletform, der resulterer i det laveste energiforbrug til transport og drift.

Recirkuleringsteknologien (E 6) indbefatter udover bioforgasning af organisk køkkenaffald, fæces og urin også behandling af gråt spildevand på konventionelt rensningsanlæg.

Referenceteknologien (E 1) udgøres af central kompostering af køkkenaffald, samt behandling af urin, fæces og gråt spildevand på konventionelt renseanlæg.

Kilde: Bilag 2A, 2B og 2F.

Der er således med bioforgasning tale om en teknologisk løsning, som vil blive vurderet klart mere gunstig ud fra en samfundsøkonomisk vinkel, hvis miljøforbedringerne generelt prissættes højere. I tilfældet med vådkompostering var dette mere tvetydigt. Alt i alt må bioforgasning derfor vurderes som mere robust overfor ændrede enhedspriser og dermed mere samfundsøkonomisk fordelagtig end vådkompostering.

Der er også med bioforgasning tale om en højteknologisk løsning, der er inde i en modningsproces. Dermed er der god mulighed for at dette på længere sigt fører til en betydelig effektivisering og billiggørelse af teknologien, hvilket da vil give sig udslag i et mere gunstigt samfundsøkonomisk regnestykke.

Bioforgasning kan ligesom vådkompostering kombineres med separat håndtering af urin. Dette kunne der eventuelt argumenteres for, da urinen alligevel kun indeholder få organiske stoffer, der kan nyttiggøres til energiproduktion gennem netop bioforgasning. Men ligesom i tilfældet med vådkompostering vil en sådan parallel håndtering føre til en mærkbar fordyrelse af de samlede anlægs- og håndteringsomkostninger, som klart vil dominere eventuelle andre miljømæssige gevinster, jf. tabel 9.6.6.

Tabel 9.6.6. Samfundsøkonomisk regnestykke for bioforgasning af køkkenaffald og fæces kombineret med separat opsamling af urin (system E 7), pr. person pr. år.

	Recirkulerings- teknologi	Referencetek- nologi	Difference	Enhedspriser	Værdi (kr.)
Økonomi til anlæg, drift og Vedligehold	÷4.155	+2.284	÷1.871		÷1.871
Forbedring af energibalance (kWh pr. person pr. år):					
Energiforbrug til drift	÷29	+25			
Energiforbrug til transport	÷22	+3			
Energigevinst ved sparet kunstgødn.	+77	÷30			
Energigevinst ved energiproduktion	+155				
Forbedring af energibalance i alt:	+181	÷2	+179	1 kr. pr kWh	+179
Reduceret næringsstoffudledning (kg pr. person pr. år):					
Kvælstof	+5,0	÷4,6	+0,4	55 kr. pr kg	+22
Fosfor	+0,93	÷0,82	+0,11	350 kr. pr kg	+39
I alt:					÷1631

Note: Der er taget udgangspunkt i teknologi baseret på vakuumtoilet med urinseparation, som er den toiletform, der resulterer i det laveste energiforbrug til transport og drift. Recirkuleringsteknologien (E 7) indbefatter udover bioforgasning af organisk køkkenaffald og fæces og separat opsamling af urin, også behandling af gråt spildevand på konventionelt rensningsanlæg. Referenceteknologien (E 1) udgøres af central kompostering af køkkenaffald, samt behandling af urin, fæces og gråt spildevand på konventionelt rensningsanlæg.
Kilde: Bilag 2A, 2B, 2D og 2F.

Nedsivningsanlæg til gråt spildevand

Med nedsivningsanlæg er der tale om en forholdsvis enkel teknologi, når først anlægget er etableret. Der er tale om en lavteknologisk løsning. Men der medgår dog alligevel en del omkostninger med at etablere selve anlægget og de nødvendige tilsluttende rørsystemer og brønde.

En mærkbar fordel ved at etablere nedsivningsanlæg til gråt spildevand er, at der dermed tilføres en betydelig mængde vand til jorden ved lokaliteten – til gavn for grundvandspejlet. Værdien af dette indgår dog ikke i det samfundsøkonomiske regnestykke, da det er meget vanskeligt at sætte tal på den miljømæssige værdi af denne gevinst. Problemer med grundvandspejlet varierer meget fra sted til sted, hvorfor det ikke forekommer rimeligt eventuelt at anvende en generel enhedspris for denne effekt.

Tabel 9.6.7 viser det samfundsøkonomiske regnestykke for etablering af nedsivningsanlæg til gråt spildevand, i en situation hvor der allerede er taget hånd om det organiske affald, fæces og urin med andre recirkulerende teknologier. Gennemføres i en sådan situation også en overgang til nedsivningsanlæg vil det derigennem helt overflødiggøre de traditionelle rensningsanlæg, hvorved betydelige anlægsomkostninger kan spares.

Tabel 9.6.7. Samfundsøkonomisk regnestykke for nedsivningsanlæg til gråt spildevand sammenlignet med behandling på konventionel renseanlæg, pr. person pr. år.

	Recirkuleri ngs- teknologi	Referencetek nologi	Difference	Enhedspriser	Værdi (kr.)
Økonomi til anlæg, drift og Vedligehold	÷847	+1.332	+485		+485
Forbedring af energibalance (kWh pr. person pr. år):					
Energiforbrug til drift	÷3	+5			
Energiforbrug til transport	-	-			
Energigevinst ved sparet kunstgødn.	+1	÷6			
Energigevinst ved energiproduktion					
Forbedring af energibalance i alt:	÷3	÷1	÷4	1 kr. pr kWh	÷4
Reduceret næringsstofudledning (kg pr. person pr. år):					
Kvælstof	+0,13	÷0,4	÷0,27	55 kr. pr kg	÷15
Fosfor	+0,02	÷0,08	÷0,06	350 kr. pr kg	÷21
I alt:					+445

Note: Recirkuleringsteknologien indbefatter alene behandling af gråt spildevand ved nedsivningsanlæg. Referenceteknologien er den isolerede behandling af gråt spildevand på konventionelt renseanlæg, uden behandling af urin og fæces, som antages behandlet på anden vis, gennem urinopsamling, vådkompostering eller bioforgasning.
Kilde: Bilag 2A og 2F.

På den baggrund fremviser det samfundsøkonomiske regnestykke for nedsivningsanlæg til gråt spildevand et pænt positivt resultat. Det skyldes, at der er tale om et væsentligt billigere anlæg end de traditionelle renseanlæg. Hvad angår bidrag til reduceret udledning af kvælstof og fosfor samt påvirkning af energibalancen opnås ikke nogen miljøforbedring her, tværtimod.

Nedsivningsanlæg kan også anvendes til urin og fæces, men dermed drages der ikke nytte af dét kvælstof, kalium og fosfor, der findes i urin og fæces, til at substituere for kunstgødning. Det vil således hindre det betydelige recirkulerende potentiale, der ligger i at anvende en af de andre recirkulerende teknologier på disse fraktioner af spildevandet.

Nedsivningsanlæg kan til gengæld vældig godt kombineres med enten vådkompostering eller bioforgasning til håndtering af de øvrige affaldskomponenter (således som ovenstående regnestykke i tabel 8 er baseret på). Kombineres nedsivningsanlæg for gråt spildevand med vådkompostering eller bioforgasning af de øvrige komponenter opnås samlet set en god samfundsøkonomisk balance, hvis det indregnes, at der derved helt spares omkostninger til etablering og drift af renseanlæg. Resultatet for denne samlede recirkulerende løsningssystem findes ved at sammenlægge resultaterne i henholdsvis tabel 6 og 4 med resultatet i tabel 8. Det samfundsøkonomiske regnestykke af dette løsningssystem giver et nogenlunde balancerende resultat. I praksis vil det dog nok kun være en realistisk mulighed ved nybyggeri af boliger, jf. diskussion ovenfor vedrørende overgangen fra traditionel behandling til recirkuleringsteknologier.

Samdriftsfordele over for parallel håndtering af affaldskomponenter

Flere af de foreslåede recirkuleringstiltag er specielt designede til at tilgodese en kvalitativ miljømæssig god recirkulering af én af de fire komponenter i affaldskredsløbet:

- Tørkompostering sikrer den kvalitativt bedste tilbageføring af organiske stoffer fra køkkenaffald til landbrugsjorden.
- Urinsortering giver en specifik og sikker håndtering af det især meget kvælstofholdige urin.
- Biogasproduktion sikrer en god energimæssig udnyttelse af det organiske indhold i fæces og en samtidig god videreforarbejdning af dette materiale inden udførsel til landbrugsjorden.
- Nedsivningsanlæg bevirker, at det store vandindhold i gråt spildevand tilbageføres grundvandet tæt på lokaliteten.

Selvom der således for hver af de fire affaldskomponenter kan anvises en teknologisk løsning, der er stærkt målrettet for netop denne komponent, ville en sådan parallel realisering af de fire teknologier føre til et betydeligt tab i, hvad man kunne kalde samproduktionsfordele, sådan som de gør sig gældende i dag gennem den fælles håndtering af disse komponenter i de traditionelle behandlingsteknologier.

Skal der opbygges separate teknologier til hver af disse komponenter, bliver det en meget bekostelig affære, fordi de skal etableres fire forskellige typer af anlæg. Dertil kommer, at kravene til indsigt fra brugerside øges betragteligt med flere forskellige teknologier. Det kan derfor anbefales at stile efter systemer, hvor i hvert fald nogle af de fire affaldskomponenter håndteres sammen, sådan som det gør sig gældende med procesteknologierne vådkompostering og bioforgasning.

10 Diskussion

Potentialet ved ændring af byernes stofkredsløb

Med den betydelige omsætning af næringsstoffer der er i landbruget i Danmark i dag er det altovervejende næringsstof rigelighed frem for næringsstofmangel der er problemet. Næringsstofomsætningen i dansk landbrug svarer til udskillelsen fra 120 millioner mennesker. Derfor har det i dag ringe gødskningsmæssig betydning i Danmark at der tabes næringsstoffer fra 5 millioner mennesker, men globalt set er problemet med tab af næringsstoffer fra menneskers affald af væsentlig betydning. I Danmark er det kun de økologiske landmænd der i stigende grad bekymrer sig for hvordan de skal skaffe næringsstoffer tilbage fra byerne. Det er derimod et problem for hele samfundet at der skal bruges store ressourcer på at rense spildevandet for næringsstoffer for at hindre ødelæggelse af vandmiljøet. Imidlertid er det i et større globalt perspektiv ganske uholdbart hvis indretningen af fremtidens byer hindrer tilbageførsel af næringsstoffer fra by til land.

Der er en række grunde til at det er relevant at arbejde frem mod recirkulerende byer højere grad af recirkulering mellem by og land:

- a ved at lukke kredsløbet reduceres mængden af affald der skal deponeres
- b ved at håndtere affaldet med alternative løsninger kan der indvindes energi fra affaldets organiske fraktioner forud for recirkulering. Samtidig vil energiudvindingen gøre virkningen af næringsstofferne (navnlig kvælstof) mere forudsigelig i forbindelse med jorbrugsanvendelsen, idet afgasset slam er et hurtigt virkende og ret veldefineret organisk gødningsprodukt
- c at reducere anvendelsen af begrænsede ressourcer
- d de alternative teknologier der er beskrevet i rapporten forudsætter en betydelig reduktion i vandforbruget, i forbindelse med brug af toiletterne. En sådan reduktion vil desuden have en mærkbar effekt på det samlede vandforbrug i husholdningerne, og mindske grundvandsindvindingen. En del af de valgte teknologier er baseret på lokal nedsivning af gråt spildevand, hvilket vil øge grundvandsdannelsen lokalt. Dermed vil ændringerne samlet imødegå den sænkning af grundvandsspejlet som er foregået omkring de større byer, navnlig i øst Danmark i de senere år
- e de alternative teknologier der er beskrevet vil i forskelligt omfang kræve en øget inddragelse af lokalsamfund, og bevidstgørelse af befolkningen. De vil bl.a. kræve etablering af en ny slags dialog mellem byboere og landmænd, og dermed også kræve at der skabes bedre forståelse på tværs af by og land
- f det er grundlæggende enkelt og rimeligt at fremtidens byer skal have så meget styr på stofskiftet at næringsstofferne og det organiske stof kan recirkuleres uden at udgøre en fare for omgivelserne. Byerne skal kunne indvinde grundvand i eget nærområde og på lang sigt leve med deres omgivelser uden at skade dem. Tankegangen indenfor byplanlægning, byøkologi og forvaltning skal udvides til også at omfatte forståelse og

ansvar for byernes stofskifte, og et samarbejde med de bynære jordbrug der kan hjælpe med til at aftage bygødnings

Dette er ikke blot miljømæssige og etiske spørgsmål, men repræsenterer også langsigtede forretningsmæssige muligheder ved eksport af viden og teknologi. Globalt er behovet for byudvikling i det 21. århundrede nærmest grænseløst, og mulighederne for at implementere vel gennemprøvede økologisk baserede løsninger vil øges, i takt med at samfundene i stigende grad vil betone bæredygtig udvikling.

I Sverige har der været meget fokus på tilbageførsel af human urin, som repræsenterer den mest næringsholdige, og sundhedsmæssigt mindst komplicerede bygødningsfraktion. I dette arbejde har vi set på hele spildevandskredsløbet samt det organiske affald fra husholdningerne for at finde frem til helhedsløsninger ved omstilling af kredsløb. Det er vigtigt at anvende helhedsperspektivet, for at sikre at der skabes en løsning fremfor blot en flytning af problemet. Vi kan dog ikke påstå at vi her har løst alle problemerne, men vi har identificeret muligheder og barrierer ved ændring af kredsløb. Der gøres opmærksom på at der i de opstillede løsningsmodeller ikke er foretaget konkrete sundhedsmæssige vurderinger.

Det er således ikke uden sundhedsmæssige problemer at ændre kredsløb. Projektet har i begrænset omfang bidraget til at øge vores forståelse af dette problemkompleks, ved at fokusere på kemiske og mikrobiologiske indikatorer i opsamlet human urin. Resultaterne tyder på at anvendelse af lagret urin som gødning synes at udgøre en yderst ringe risiko for bakterielt-betingede mavetarm infektioner hos dyr og mennesker ved håndtering af urin, samt ved indtagelse af afgrøder gødet med urin (Dalsgaard og Tarnow, 2001). De kemiske undersøgelser viser at den indsamlede urin havde en gunstig fordeling af plantenæringsstoffer, og at indholdet af tungmetaller og organiske fremmedstoffer var 100-1000 gange lavere end det der findes i spildevandsslam, samt komposteret husholdningsaffald. Yderligere undersøgelser er påkrævet til fastlæggelse af forekomst og overlevelse af parasitter og virus i lagret urin.

Der er en række teknologiske problemer ved at ændre kredsløb. Udvalget af systemløsninger er baseret på kendte, prøvede løsninger. De er udvalgt ud fra en forudsætning om at projektmedarbejderne selv var villige til at leve med dem, givet at de blev implementeret under de rette lokale betingelser. Fordi forholdene varierer både med den geografiske lokalitet, som fra boliger i tæt bykerne til villaer, er der udarbejdet en vifte af løsninger, fremfor en patent teknologi. Disse løsninger er vurderet bredt, ud fra en række kvantitative såvel som kvalitative kriterier.

Når systemernes egnethed i forskellige bebyggelser vurderes, viser det sig ikke overraskende, at mulighederne indsnævres i takt med bebyggelses tætheden. Ydermere viser det sig at der ikke er særlig stor forskel i den sammenlignende vurdering af systemerne, da der kun er udvalgt systemer der ud fra et ingeniørmæssigt synspunkt anses for fornuftige. Derved er helt ekstreme løsninger blevet fravalgt i udgangspunktet.

Der er i rapporten opstillet en generel metode til valg af systemer for byer, som er anvendt på en konkret by (Hillerød). Havde vi valgt andre byer, ville udfaldet være blevet anderledes. Eksemplet har vist at der er betydelige samspils muligheder mellem de enkelte system løsninger, som derfor i hovedparten af tilfældene implementeres i modificeret form.

Det er givet ingen guldgrube (på kort sigt) at skifte teknologi. Der kræves en investering af samfundet. På den anden side tyder de økonomiske beregninger på at en del af løsningerne kan implementeres uden særlige ekstra omkostninger i nybyggeri. Som ovenfor anført må den samfundsøkonomiske investering vurderes i lyset af ønsket om bæredygtig udvikling, samt de eksportmuligheder, der kan følge af velgennemført forskning og udvikling.

Udover de muligheder og barrierer for recirkulering som naturligt blev identificeret gennem projektet, gjorde vi en indsats for at mobilisere myndigheder, teknikere og landmænd på et dialog værksted .

Generelt er der et behov for etablering af relevante håndteringssystemer i mindre byområder, så de kan afprøves og videreudvikles. En række af de systemløsninger der er identificeret i dette projekt er særdeles relevante i forbindelse med realisering af regeringens Affaldsplan 21, ifølge hvilken 7% af det samlede organiske køkkenaffald skal bioforgasses efter år 2004.

Der kræves en praktisk afprøvning og undersøgelse af en række forhold:

- bioforgasning af byaffald
- sundheds-, miljø-, og jordbrugsmæssige aspekter ved anvendelse af bygødninger
- teknologier i boliger

Disse afprøvninger og undersøgelser skal danne grundlag for tilpasning og udvikling af lovgivningen.

Endvidere er der brug for at vurdere den recirkulering, energigevinst og vandbesparelse der kan ske på landsplan ved ændret teknologi. Dette kræver analyse af boligtyper og mulige teknologier på landsplan.

Endeligt er der behov for at se nærmere på modeller for erhvervsmæssig organisering af en ændret affaldshåndtering i byerne, herunder inddragelse af bynære landbrug, som interessenter i denne håndtering.

11 Konklusion

Projektet har vurderet alternative muligheder for håndtering af organisk, næringsstofholdigt affald fra husholdninger.

Næringsstofpotentialet er på landsplan opgjort til 25 mio. kg kvælstof, 4,2 mio. kg fosfor og 7,1 mio. kg kalium. Dette svarer til 4-7 % af det nuværende forbrug i dansk landbrug.

Den optimale teknologi varierer fra sted til sted og fra bytype til bytype. Der er således ikke tale om at der skal indføres den samme alternative teknologi over hele landet.

De vurderede teknologier består alle af kendte delelementer, men for flere af teknologierne kræves der betydelig udvikling og afprøvning, før man kan endelig beslutte at indføre dem i større skala i forbindelse med alternativ håndtering af affald.

Den ændrede teknologi der skal indføres vurderes at være økonomisk neutral mens der hvad energiforbrug angår vil være en gevinst. De sundhedsmæssige aspekter ved indførelse af ny teknologi er uafklarede og der kræves både videre undersøgelse og teknologiudvikling for at få sikret teknologier med acceptable sundhedsmæssige forhold. Separat opsamlet urin er den eneste affaldsfraktion der er undersøgt i forbindelse med dette projekt, (Dalsgaard og Tarnow, 2001). Mikrobiologiske undersøgelser har vist at den opsamlede urin indeholder smitstoffer. I dag kan Kildesorteret urin anvendes som landbrugsgødning og er reguleret efter de samme regler som udbringning af spildevandsslam. De kemiske parametre og medicinresterne giver ikke umiddelbart grund til bekymring. Med hensyn til estron kan det være relevant at foretage en vurdering af den toksiske virkning på afgrøder samt risici for udvaskning.

Der er udviklet en metodik for valg af lokal alternativ teknologi. Jo tættere bebyggelse desto færre teknologier er til rådighed og desto mere ligner de tekniske muligheder den nuværende miljøteknologi.

Referencer

- Amtsrådsforeningens, (2001): Statistikdatabase [www. Arf.dk](http://www.arf.dk)
- Andersen B. R. (2000): Personlig kommunikation, Hillerød Kommune.
- Bekendtgørelse om anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål (1996): Miljø- og energi ministeriet bekendtgørelse nr. 823 af 16 september 1996.
- Bekendtgørelse om ikke erhvervsmæssigt dyrehold, uhygiejniske forhold m.m., (1992): Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 366 af 10 maj 1992.
- Bichel S., Josefsen A. B. Sandbech, H. Kærgård, N. Revsbech, K (1999): Rapport fra Den Tværfalige økologigruppe, Økologiske scenarier for Danmark. Miljøstyrelsen. Sekretariatet for pesticidudvalget.
- Bøchermand, O. (1991): Landbrug og Gødning. Oslo. Norsk Hydro.
- Bygningsreglementet (1995): Reglement nr. 4002 af 13/02/1995. By- og Boligministeriet.
- Christensen T.H. og H. Jacobsen (1998): Affaldets sammensætning og mængde. S. 33-52 i Affaldsteknologi. Ed. T.H. Christensen. Teknisk Forlag.
- Christensen T.H. og K. Tønning (1998): Kildesorteret affald. S. 53-66 i Affaldsteknologi. Ed. T.H. Christensen. Teknisk Forlag.
- Dahi E. (1990): Environmental engineering in developing countries. Polyteknisk forlag, København.
- Dahlhammar G. (1997): Behandling og koncentreret af humanurin, ett delprojekt inom: Källsorterad humanurin i kretslopp, KTH, (bilag 4).
- Dalsgaard A. Tarnow I. (2001): Mikrobiologiske undersøgelser af lagret urin fra separationstoiletter. Miljøstyrelsen.
- Danmarks Statistik (1997): Statistisk tiårsoversigt 1997, Tema om miljø, Danmarks Statistik.
- Eilersen A. M. Tjell. J.C. Henze M. (1999): Muligheder for jordbrugsanvendelse af affald fra husholdninger. Recirkulering fra by til land ? om næringsstoffer på afveje. Ed. J Magid, KVL.DK
- Eilersen A.M. Gabriel. S. Hoffmann. B. Nielsen. S.B. Elle. M. Henze.M. Mikkelsen P.S. (1999b). Vurdering af bæredygtig spildevandshåndtering i kloak-løse bebyggelser, Afrapportering af fase 1.
- Eilersen A. M. Magid J. Tjell. J C (1998): Genanvendelse af affald på jord. S. 493-510 i Affaldsteknologi. Ed. T.H. Christensen. Teknisk Forlag.
- Eilersen, A.M., Magid, J. og Tjell, J.C. (1998): Genanvendelse af affald på jord. Chapter 5.6, In 'Affaldsteknologi'. Ed. T.H. Christensen, Teknisk Forlag, København, 493-510

Eilersen et. al. (2001): Tekinfo, Teknologisk informationsværktøj.
WWW:/E&R.dtu/projekts/tekinfo. Tilgængeligt efter 30/6 2001.

Eiris, M., Hejnfelt, A., Oldenburg, C., Heron, L. (1999): Økologisk
Håndtering af sort og gråt spildevand i kolonihaver - Fagpakkeprojekt.
Institut for Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet.

Frederikson, F. (1994): Fosfor- tilgänger och framtida behov. Chalmers
Tekniska Högskola Göteborgs Universitet. Institution för fysiska
resursteori. Institutionsrapport: 12.

Henze M.(1997): Waste design for households with respect to water,
organics and nutrients. Wat. Sci. Tech 35 No. 9 pp 113-120.

Henze M. (1998): Waste design for households with respect to wastewater
and solid waste. Asien conference on water and waste water management,
2-4 marts. Teheran.

Hillerød Kommune (1997a): Kommuneplan 1995-2007: Hovedstruktur.
Hillerød.

Hillerød Kommune (1997b): Kommuneplan 1995-2007: Rammedel.
Hillerød.

Jeppe befolkningsprognose (1999): Jeppe-befolkningsprognose pr.
31.12.1999.Hillerød kommune.

Jönsson, H.; Burström, A. Svensson, J. (1998): Mätning på Två
Urinsorterande Avloppssystem. Rapport 228. Upsala: Institutionen för
lantbrugsteknik.

Jönsson, H., Vennerås B., Höglund C., Stenström, T.A., Dalhammar, G. og
Kirchmann H. (1996): Källsorterad humanurin i kretslopp. (VA-forsk
rapport 2000:01).

Kolonihaveforbundet i Danmark (2000): Personlig kommunikation.

Larsen C. (2000): Personlig kommunikation, Danmarks statistik.

Linde (2000): Personlig kommunikation. Danmarks Tekniske
Universitet.

Marling, G. og Knudstrup, M. A. (1998): Bymiljø indikatorer
-Bymiljøvurdering af danske boligbebyggelser. Aalborg Universitet.

- Miljøstyrelsen (1993a). Spildevandsforskning 1987-1992. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen. Miljøministeriet Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen (1993) Husspildevand og renere teknologi. Miljøstyrelsen København. (Miljøprojekt nr.219).
- Miljøstyrelsen (1994) Dagrenovation fra private husholdninger. Miljøstyrelsen København. (Miljøprojekt nr.264).
- Miljøstyrelsen (1997) Affaldsstatistik 1996. Miljøstyrelsen København. (Orientering fra Miljøstyrelsen nr.13).
- Müller, T. og Magid, J. (1998) Jordbrugets anvendelse af byaffald i Nord og Central Europa. In 'Recirkulering fra by til land – om næringsstoffer på afveje'. Ed. J. Magid, Faglig rapport fra Institut for Jordbrugsvidenskab, KVL, 41-102
- Naturvårdsverket (1995) Rapport nr 4425, Vad innehåller avlopp från hushåll? Stockholm, Sverige.
- Nielsen, S.B. og Almlund, P. (2001): Muligheder og barrierer for recirkulering af næringsstoffer fra by til land: Referat af dialogværksted den 15. november 2000. BYG•DTU, Danmarks Tekniske Universitet.
- Pedersen C.Å. (1999) (ed). Oversigt over landsforsøgene 1999. landbrugets rådgivningscenter landskontoret for planteavl.
- Persson, B. Guldager, S. Reeh, U. Jensen, M. B. (1999): Økologiske muligheder i byens grønne struktur – tværfagligt samarbejde om biodiversitet, organisk affald og regnvand i Herning Kommune. Park- og Landskabsserien. Nr. 26. Hørsholm: Forskningscenteret for Skov og Landskab.
- Petersen A.T. (2001): Personlig kommunikation Hillerød kommunes byplan afdeling
- Petersson L. (2001): Personligkommunikation. Danske energiselskabers forening.
- Sandström B.M.(1999) Personlig kommunikation, Forskningsinstitut for human ernæring, KVL.
- Sonessen U. og Jönsson H. (1996) Urban degradable waste, amount and composition- a case study Uppsala. Swedish University of Agricultural sciences, Department of Agricultural Engineering, Uppsala, Sverige."
- Sørensen B. (1999) Personlig kommunikation, Drifteningeniør ved AFAV A/S, Strandvangen 15 Frederikssund.
- Sülsbrück, P.(2000) Personlig kommunikation, Hillerød Kommune.
- Wejdling B. (1998) Afbrænding overhaler genbrug. Ingenøren, den 17.4 Nr. 16 s.6-7

Beregning af bygødningspotentialet i amterne

Bygødnings potentialet i den nuværende landbrugs situation.

I det følgende undersøges hvor stor en del af handelsgødningen der kan erstattes af bygødnings i de enkelte amter. Beregningen er foretaget på baggrund af den gennemsnitlige mængde handelsgødningen der gødskes med pr. ha. på landsplan (Pedersen ,1999), befolkningstallet i amterne (Amtsrådsforeningens, 2000) og landbrugsarealet i amterne (Larsen, 2000).

Beregninger til figur 2.4.1 Andelen af landbrugsjorden i amterne hvor urin, fækalier og køkkenaffald kan erstatte handelsgødnings N.

Amter	Landbrugsareal	Kg. N. fra bygødnings	Handelsgødning Erstatning :106	% af det samlede landbrugs areal
Hovedstads-regionen	115.563 ha.	9.645.771	90.997 ha.	79
Vestsjællands Amt	196.312 ha.	1.586.028	14.962 ha	8
Storstrøms Amt	239.788 ha.	1.397.309	13.182 ha	6
Bornholms Amt	34.195 ha.	240.456	2.268 ha.	7
Fyns Amt	222.732 ha.	2.547.352	24.031 ha.	11
Sønderjyllands Amt	281.441 ha.	1.370.363	12.927 ha.	5
Ribe Amt	199.833 ha.	1.211.485	11.429 ha.	6
Vejle Amt	173.837 ha.	1.869.382	17.635 ha.	10
Ringkøbing Amt	304.929 ha.	1.472.277	13.889 ha.	5
Århus Amt	261.733 ha.	3.425.915	32.319 ha.	12
Viborg Amt	250.349 ha.	1.260.338	11.889 ha.	5
Nordjyllands Amt	391.146 ha.	2.765.369	26.088 ha.	7

I alt	2.671.858 ha	28.792.045	271.623 ha.	10
--------------	--------------	------------	-------------	----

Beregninger til figur 2.4.2 Andelen af landbrugsjorden hvor urin, fækalier og køkkenaffald kan erstatte handelsgødning P.

Amter	Landbrugsareal	Kg P fra bygødning	Handelsgødning Erstatning : 8kg	% af det samlede landbrugs areal
Hovedstads-regionen	115.563 ha.	1.589.766	198.721	172
Vestsjællands Amt	196.312 ha.	261.401	32.675	17
Storstrøms Amt	239.788 ha.	230.229	28.779	12
Bornholms Amt	34.195 ha.	39.630	4.954	14
Fyns Amt	222.732 ha.	419.841	52.480	24
Sønderjyllands Amt	281.441 ha.	225.856	28.232	10
Ribe Amt	199.833 ha.	199.669	24.959	12
Vejle Amt	173.837 ha.	308.101	38.513	22
Ringkøbing Amt	304.929 ha.	242.653	30.332	10
Århus Amt	261.733 ha.	564.647	70.581	27
Viborg Amt	250.349 ha.	207.722	25.965	10
Nordjyllands Amt	391.146 ha.	439.496	54.937	14
I alt	2.671.858 ha	4.729011	591.126	22

Beregninger til figur 2.4.3 Andelen af landbrugsjorden hvor urin, fækalier og køkkenaffald kan erstatte handelsgødning K.

Amter	Landbrugsareal	Kg. K. fra bygødning	Handelsgødning Erstatning : 32 kg	% af det samlede landbrugs areal
Hovedstads-regionen	115.563 ha.	3.304.470	103265	89
Vestsjællands Amt	196.312 ha.	543.361	16980	9
Storstrøms Amt	239.788 ha.	478.707	14960	6
Bornholms Amt	34.195 ha.	82.378	2574	8
Fyns Amt	222.732 ha.	872.704	27272	12
Sønderjyllands Amt	281.441 ha.	469.476	14671	5
Ribe Amt	199.833 ha.	415.043	12970	6
Vejle Amt	173.837 ha.	640.436	20014	12
Ringkøbing Amt	304.929 ha.	504.391	15762	5
Århus Amt	261.733 ha.	1.173.704	36678	14
Viborg Amt	250.349 ha.	431.782	13493	5
Nordjyllands Amt	391.146 ha.	913.559	28549	7
I alt	2.671.858 ha	9.830.011	307188	11

Beregninger til figur 2.4.4 Andelen af landbrugsjorden hvor urin, fækalier og køkkenaffald kan erstatte N gødsning med bygødning N.

Amter	Landbrugsareal I amtet	Kg. N. i bygødning i amtet	Bygødningen kan erstatte : 88,8 kg	% af det samlede landbrugs areal
Hovedstads- regionen	115.563 ha.	9.645.771	108.624	94%
Vestsjællands Amt	196.312 ha.	1.586.028	17.861	9%
Storstrøms Amt	239.788 ha.	1.397.309	15.735	7%
Bornholms Amt	34.195 ha.	240.456	2.708	8%
Fyns Amt	222.732 ha.	2.547.352	28.686	13%
Sønderjyllands Amt	281.441 ha.	1.370.363	15.432	5%
Ribe Amt	199.833 ha.	1.211.485	13.643	7%
Vejle Amt	173.837 ha.	1.869.382	21.052	12%
Ringkøbing Amt	304.929 ha.	1.472.277	16.580	5%
Århus Amt	261.733 ha.	3.425.915	38.580	15%
Viborg Amt	250.349 ha.	1.260.338	14.193	6%
Nordjyllands Amt	391.146 ha.	2.765.369	31.142	8%
I alt	2.671.858 ha	28.792.045	324.235	12%

Referencer:

Amtsrådsforeningen 2000: Amtsrådsforeningens statistik database. www. arf.dk

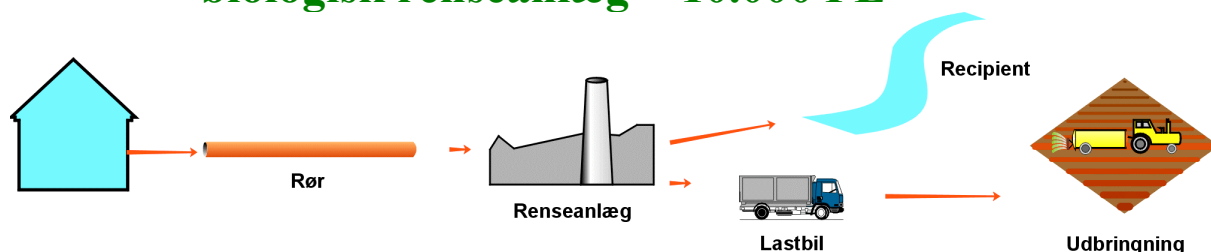
Larsen C. 2000: Personlig kommunikation Danmarks statistik

Pedersen C.Å. (1999) (ed). Oversigt over landsforsøgene 1999. Landbrugets rådgivningscenter landskontoret for planteavl.

Procesdiagrammer

<u>Bilag 2A Konventionelt mekanisk / kemisk / biologisk renseanlæg >10.000 PE</u>	152
<u>Bilag 2B Milekompostering</u>	163
<u>Bilag 2C</u>	168
<u>Lokal kompostering af køkkenaffald og lokalkompostering af køkkenaffald og fækalier</u>	168
<u>Bilag 2D</u>	173
<u>Urin opsamling - central håndtering</u>	173
<u>Bilag 2E</u>	178
<u>Vådkompostering</u>	178
<u>Bilag 2F</u>	187
<u>Bioforgasning</u>	187
<u>Bilag 2G</u>	201
<u>Nedsivningsanlæg til spildevand</u>	201

Bilag 2A Konventionelt mekanisk / kemisk / biologisk renselanlæg >10.000 PE



FORMÅL OG ANVENDELSE

Det konventionelle renselanlæg fjerner suspenderet stof, fedt og olie, organisk stof, kvælstof og fosfor. Efter rensning iltes spildevandet inden det ledes til en overflade-recipient. På anlægget produceres metan af det organiske materiale i slammet. Slammet afvandes og antages udbragt på landbrugsjord. Anlægget anvendes til rensning af husspildevand, industrispildevand og regnvand i tæt bebyggede områder.

RELATION TIL ANDRE SYSTEMKOMPONENTER

Større konventionelle renselanlæg er udelukkende aktuelle i tætbebyggede områder med kloakering.

FUNKTION OG OPBYGNING

Funktion

Større partikler og fedt og olie fjernes ved mekanisk rensning i riste, sand- og fedtfang og bundfældningstanke. Fosfor fjernes ved kemisk rensning med fældningsmiddel, eller/og biologisk fosforfjernelse. Organisk stof og kvælstof fjernes ved biologisk rensning under skiftevis iltede og iltfri forhold. Slam fra bundfældningstanke anvendes til produktion af metan. Slam fra rådnetankene afvandes og antages anvendt til jordforbedring i landbruget.

Opbygning

Anlægget er opbygget af rist, sand og fedtfang og primære bundfældningstanke til forbehandling. Den kemiske og biologiske behandling foregår v.h.a. aktiv-slam eller biofilm i tanke. Spildevandet efterbehandles i sekundære bundfældningstanke og iltes ved luftindblæsning i en efterluftningstank inden det ledes til recipient. Det primære og sekundære slam ledes til en koncentreringsstank inden det ledes til rådnetank. Det endelige slam produkt anvendes som jordforbedringsmiddel i landbruget.

Dimensionering:

For dimensionering af konventionelle renselanlæg se Henze et al. (1997) og Winter et al. (1998).

BEGRÆNSNINGER FOR ANVENDELSE:

Kræver en høj befolkningstæthed for at være rentabel.

FORDELE:

Kendt velfungerende teknologi. Robust. Meget høje rensningsgrader for organisk stof og næringssalte. En del af det organiske stof omsættes til biogas, hvilket giver en energimæssig fordel.

ULEMPER:

Høje investeringsomkostninger. Kvælstof og kalium tabes fra det recirkulerbare slutprodukt, - slammet. Slammet kan indeholde tungmetaller og miljøfremmedestoffer i koncentrationer der overskrider grænseværdierne for det tilladte indhold, således at det ikke kan anvendes til jordbrugsformål.

MASSEBALANCER:

Table 1. Rensegrader og massestrømme for sort spildevand.

		SS	BOD	COD	N	P	K
Ind - vandfase	kg/(pers.år)	18,25	21,90	47,45	5,11	0,91	1,57
Ud - med vand	"	1,46	1,10	4,75	0,78	0,10	1,48
- med fast stof	"	13,15	4,00	11,30	0,83	0,81	0,09
- med luft <i>i form af biogas</i>	"		7,30	7,30	3,50	0	0
Omformet-netto	"	3,64	16,80	31,40			
Rensegrad for vandfasen	%	90-95	95	90	80-90	85-97	5-10

Table 2. Rensegrader og massestrømme for gråt spildevand og fækalier.

		SS	BOD	COD	N	P	K
Ind - vandfase	kg/(pers.år)	13,00	20,10	41,70	1,11	0,36	0,67
Ud - med vand	"	1,0	2,0	4,2	0,39	0,10	0,59
- med fast stof	"	9,5	3,6	9,9	0,72	0,26	0,08
- med luft <i>i form af biogas</i>	"	0	6,7	6,7	0	0	0
Omformet-netto	"	2,5	14,5	27,6	0	0	0
Rensegrad for vandfasen	%	90-95	90	90	60-70	70-75	10-20

Tabel 3. Rensegrader og massestrømme for gråt spildevand.

		SS	BOD	COD	N	P	K
Ind – vandfase	kg/(pers·år)	7,30	12,80	19,70	0,74	0,18	0,30
Ud - med vand	"	0,55	1,3	3,0	0,34	0,10	0,26
- med fast stof	"	5,30	2,5	7,0	0,40	0,08	0,04
- med luft <i>i form af biogas</i>	"	0	4,3	4,3	0	0	0
Omformet-netto	"	1,45	9,0	9,7	0	0	0
Rensegrad for vandfasen	%	90-95	90	85	50-60	40-50	10-20

VURDERING AF KRITERIER:

Ressourceforbrug og miljøbelastning

Lugt: Svovlbrinte kan skabe lugtgener. Ofte fra anlæggets indløbsdele og forklaringstanke. Generelt svag lugt af råddenskab.

Energiforbrug:

Anlæg: 7,3 kWh/(år·PE) (Den miljømæssige energiforskrivning, forudsat at anlæggets levetid er 25 år). (Warncke (1997), Nielsen (1999a).

Drift: 14,6 kWh/(PE·år) eller 0,2 kWh/m³ behandlet spildevand. (Warncke (1997), Nielsen (1999a).

Energiforbrug ved rensning af gråt spildevand alene antages at være 1/3 af forbruget for sort spildevand. Ved rensning af gråt + fækalier regnes med ½ af energiforbruget for sort spildevand.

Transport: 0,45 kWh/(PE·år)

I alt: 22,35 kWh/(PE·år) svarende til kWh/(m³·år).

Substitution af kunstgødning ved recirkulering af slam:

Sort spildevand: 15,3 kWh/(PE·år)

Gråt spildevand og fækalier: 11,3 kWh

Gråt spildevand: 6,0 kWh

Areal forbrug: 0,002-0,01 m²/(m³·år), eller 0,1-0,7 m²/PE

Tabeller med angivelse af det samlede recirkuleringspotentiale for processen, og den mængde stof der potentielt kan opsamles på væske, faststof og luftfase:

Tabel 4. Recirkuleringspotentiale for sort spildevand.

		SS	BOD	COD	N	P	K
Vandbåren	kg/(pers·år)	1,46	1,100	4,750	0,780	0,100	1,480
Fast stof	"	13,15	4,000	11,300	0,830	0,810	0,090
Luftbåren	"	0	7,300	7,300	0	0	0
Recirkulerings-potentiale i alt	"	14,61	12,40	23,35	1,61	0,91	1,57
Potentiale i % af tilført	%	80	56	49	32	100	100

Tabel 5. Recirkuleringspotentiale for gråt spildevand og fækalier.

		SS	BOD	COD	N	P	K
Vandbåren	kg/(pers·år)	1,00	2,0	4,2	0,39	0,10	0,59
Fast stof	”	9,5	3,6	9,9	0,72	0,26	0,08
Luft båren	”	0	6,7	6,7	0	0	0
Recirkuleringspotentiale i alt	”	10,5	12,3	20,8	1,11	0,36	0,67
Potentiale i % af tilført	%	81	61	50	100	100	100

Tabel 6. Recirkuleringspotentiale for gråt spildevand.

		SS	BOD	COD	N	P	K
Vandbåren	Kg/(pers·år)	0,55	1,3	3,0	0,34	0,10	0,26
Fast stof	”	5,30	2,5	7,0	0,40	0,08	0,04
Luft båren	”	0	4,3	4,3	0	0	0
Recirkuleringspotentiale i alt	”	5,85	8,1	14,3	0,74	0,18	0,3
Potentiale i % af tilført	%	80	63	73	100	100	100

Økonomi Sort spildevand:

Tabel 7. Rensning af sort spildevand. Priser i kr./person·år og kr./m³·år for anlæg, drift og bortskaffelse af slam, for renselanlæg større eller mindre end 20.000 PE. Vandforbruget er sat til 55 m³/person pr.år. Priser er angivet i følgende rækkefølge:

(renselanlæg) + (rør og brønde privat) + (den enkeltes andel i det offentlige kloaknet) ((Nielsen (1999b) og Sørensen og Thamdrup (1998)).

Levetid af renselanlæg	10.000-20.000 PE				> 20.000 PE			
	20 år		25 år		20 år		25 år	
	kr/person	kr/m ³	kr/person	kr/m ³	kr/person	kr/m ³	kr/person	kr/m ³
Anlæg	200+487 +726	25,7	180+487 +726	25,3	150+487 +726	24,8	135+487 +726	24,5
Drift	110+223+333	12,1	110+223+333	12,1	95+223+333	11,8	95+223+333	11,8
I alt	2.079	37,8	2.059	37,4	2.014	36,6	1.999	36,3
Slam bortskaffelse	30*	0,5	30*	0,5	30*	0,5	30*	0,5
I alt	2.109	38,3	2.089	37,9	2.044	37,0	2.029	36,8

Der er regnet med en rente på 6%, og en levetid på 30 år for rør og brønde.

*svarende til 1,5 kr/kg TS slam.

Tabel 8. Rensning af sort spildevand. Nutidsværdien pr. person af renseanlæg med levetid på h.h.v. 20 og 25 år. Bortskaffelse af slam er inkluderet i driftudgifterne.

Levetid af renseanlæg	10.000-20.000 PE		> 20.000 PE	
	20 år	25 år	20 år	25 år
Nutidsværdi af:				
Anlæg	2.300+6.700+10.000	2.300+6.700+10.000	1.700+6.700+10.000	1.700+6.700+10.000
Drift	1.600+3.070+4.588	1.785+3.070+4.588	1.435+3.070+4.588	1.600+3.070+4.588
I alt	28.258	28.443	27.493	27.658

Der er regnet med en rente på 6%, og en levetid på 30 år for rør og brønde.

Ved beregning af nutidsværdi:

Der er anvendt anlægsomkostninger til renseanlæg fra Winther et al. 1998 (figur 9.6).

Anlægsomkostninger til rør og brønde på grunden er anslået til 20.000 pr. husstand, og der regnes med 3 personer pr. husstand \Rightarrow 6.700 kr/person.

Anlægsudgifter til det offentlige kloaknet finansieres ved tilslutningsbidraget på 30.000 kr. / ejendom. Med 3 personer/husstand \Rightarrow 10.000 kr/person.

Ved beregning af driftudgifter:

Der er anvendt driftudgifter til renseanlæg fra Winther et al. 1998 (figur 9.7).

Driftudgifter til rør og brønde på grunden er beregnet ud fra forventet levetid på 30 år \Rightarrow 3,33% skal renoveres pr. år \Rightarrow 223 kr./(år-person).

Driftudgifter til det offentlige kloaknet er beregnet ud fra forventet levetid på 30 år \Rightarrow 3,33% skal renoveres pr. år \Rightarrow 333 kr./(år-person).

Gråt spildevand + fækalier:

Tabel 9. Rensning af gråt spildevand og fækalier. Priser i kr./person-år og kr./m³·år for anlæg, drift og bortskaffelse af slam, for renseanlæg større eller mindre end 20.000 PE. Vandforbruget er sat til 44 m³/person pr. år. Priser er angivet i følgende rækkefølge: (renseanlæg) + (rør og brønde privat) + (den enkeltes andel i det offentlige kloaknet)

Levetid af renseanlæg	10.000-20.000 PE				> 20.000 PE			
	20 år		25 år		20 år		25 år	
	kr/person	kr/m ³	kr/person	kr/m ³	kr/person	kr/m ³	kr/person	kr/m ³
Anlæg	100+487 +363	21,59	90+487 +363	21,36	75+487 +363	21,02	67+487 +363	20,84
Drift	55+223+167	10,11	55+223+167	10,11	50+223+167	10	50+223+167	10
I alt	1.395	31,7	1.385	31,48	1.365	31,02	1.357	30,84
Slam bortskaffelse	15*	0,3	15*	0,3	15*	0,3	15*	0,3
I alt	1.410	32,05	1.400	31,82	1.380	31,36	1.372	31,18

(Nielsen (1999b) og Sørensen og Thamdrup (1998).

Der er regnet med en rente på 6%, og en levetid på 30 år for rør og brønde.

*svarende til 1,5 kr/kg TS slam.

Tabel 10. Rensning af gråt spildevand og fækalier. Nutidsværdien pr. person af renseanlæg med levetid på h.h.v. 20 og 25 år. Bortskaffelse af slam er inkluderet i driftudgifterne.

Levetid af renseanlæg	10.000-20.000 PE		> 20.000 PE	
	20 år	25 år	20 år	25 år
Nutidsværdi af:				
Anlæg	1.150+6.700+5.000	1.150+6.700+5.000	850+6.700+5.000	850+6.700+5.000
Drift	803+3.070+2.300	895+3.070+2.300	746+3.070+2.300	831+3.070+2.300
I alt	19.023	19.115	18.666	18.751

Der er regnet med en rente på 6%, og en levetid på 30 år for rør og brønde.

Gråt spildevand:

Tabel 11. Rensning af gråt spildevand. Priser i kr./person-år) og kr./m³-år) for anlæg, drift og bortskaffelse af slam, for renselanlæg større eller mindre end 20.000 PE. Vandforbruget er sat til 37 m³/person pr.år. Priser er angivet i følgende rækkefølge:

(renseanlæg) + (rør og brønde privat) + (den enkeltes andel i det offentlige kloaknet)

Levetid af renselanlæg	10.000-20.000 PE				> 20.000 PE			
	20 år		25 år		20 år		25 år	
	kr/person	Kr/m ³	kr/person	kr/m ³	kr/person	kr/m ³	kr/person	kr/m ³
Anlæg	70+487 +363	24,86	60+487 +363	24,59	50+487 +363	24,32	45+487 +363	24,19
Drift	37+223+167	11,54	37+223+167	11,54	32+223+167	11,41	32+223+167	11,41
I alt	1.347	36,41	1.337	36,14	1.322	35,73	1.317	35,59
Slam bortskaffelse	10*	0,3	10*	0,3	10*	0,3	10*	0,3
I alt	1.357	36,68	1.347	36,41	1.332	36,00	1.327	35,86

(Nielsen (1999b) og Sørensen og Thamdrup (1998).

Der er regnet med en rente på 6%, og en levetid på 30 år for rør og brønde.

*svarende til 1,5 kr/kg TS slam.

Tabel 12. Rensning af gråt spildevand. Nutidsværdien pr. person af renselanlæg med levetid på h.h.v. 20 og 25 år. Bortskaffelse af slam er inkluderet i driftudgifterne.

Levetid af renselanlæg	10.000-20.000 PE		> 20.000 PE	
	20 år	25 år	20 år	25 år
Nutidsværdi af:				
Anlæg	770+6.700+5.000	770+6.700+5.000	570+6.700+5.000	570+6.700+5.000
Drift	540+3.070+2.300	600+3.070+2.300	485+3.070+2.300	540+3.070+2.300
I alt	18.380	18.440	18.125	18.180

Der er regnet med en rente på 6%, og en levetid på 30 år for rør og brønde.

Sikkerhed og hygiejne

Hygiejne lokalt: Meget sikkert system for brugerne, da det er et lukket system.

Hygiejne globalt: Meget sikkert system. Det behandlede spildevand udledes til recipienter,

således at fare for direkte kontakt undgås. Ved udspredning af slam til jordbrugsformål er der dog en reduceret risiko for overførsel af smitstoffer direkte eller via vektorer til mennesker og dyr.

Arbejds miljø: Der er fare for overførsel af smitstoffer via aerosoler på renseanlægget.

Kloakarbedere er udsat for fare for direkte overførsel af smitstoffer via kontakt med spildevand og biofilm i kloaksystemet.

Drift og vedligeholdelse

Drift: 0,1 ansat pr. 1000 PE.

Vedligeholdelse: Teknologien kræver relativ lidt vedligeholdelse:

32 kr./(PE· år) for anlæg til 10-20.000 PE og 24 kr./(PE· år) for anlæg til > 20.000 PE.

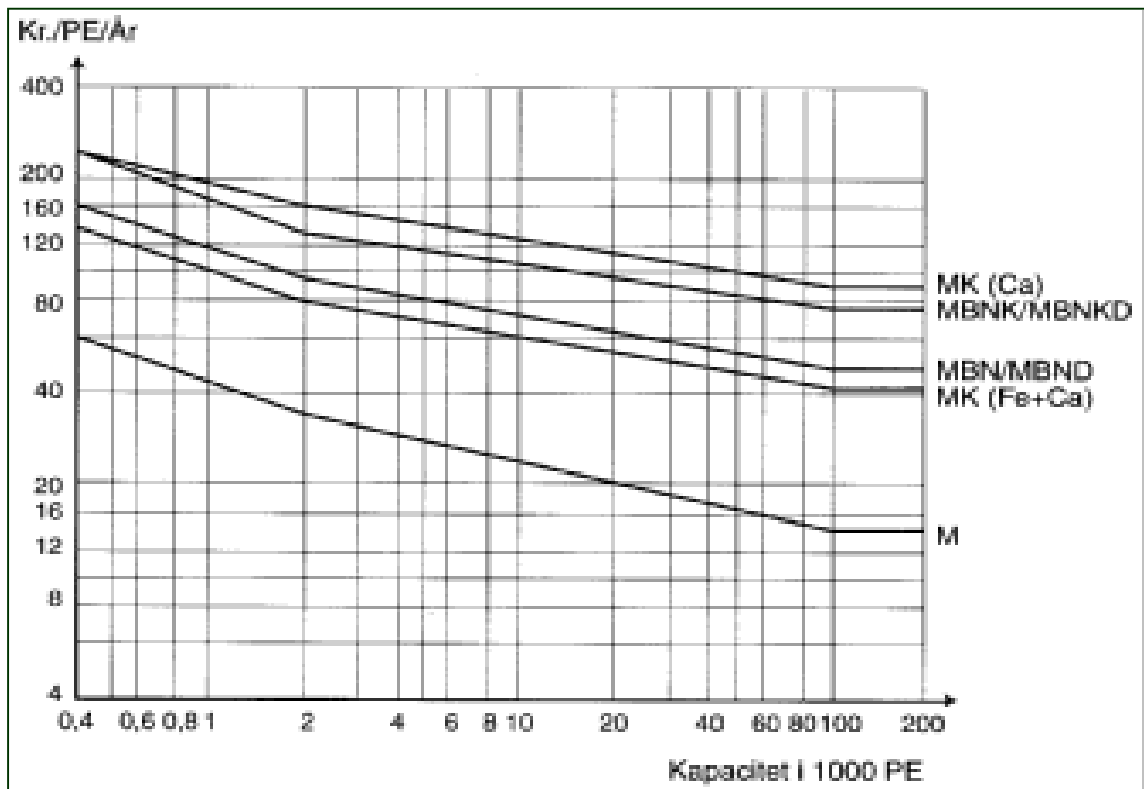
Driftsikkerhed: Relativ høj drift sikkerhed. Hvis der ikke er anvendt separat kloakering for

Regnvand, kan der opstå problemer ved store regnskyl.

Teknologisk stade: Højteknologisk. Velafprøvet.

Tabel 13. Vurdering af kriterier

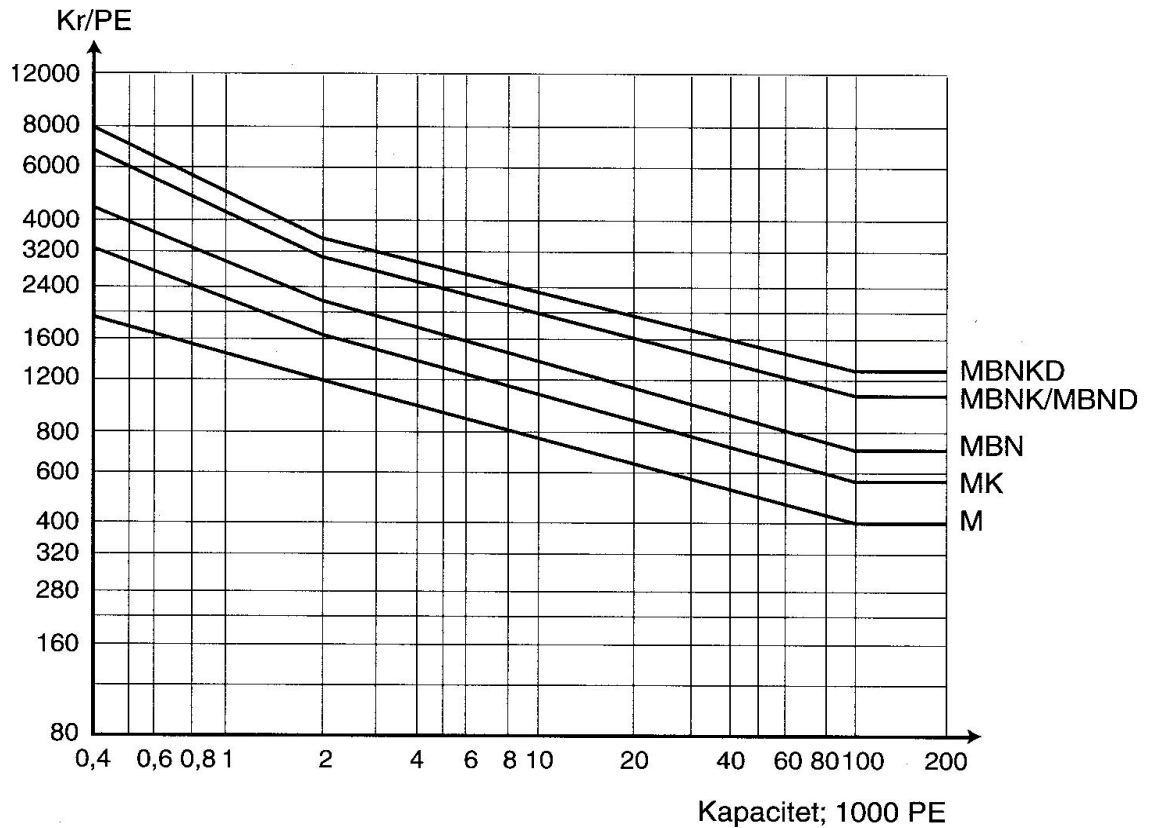
Kriterium	Vurdering 1=dårligst 10=bedst	Vurdering i ord
Hygiejne lokalt	9	Sikkert, lukket system for brugerne.
Arbejds miljø	7	Der er fare for overførsel af smitstoffer via aerosoler på rense anlægget, og via kontakt med spildevand og biofilm i kloakerne og på renseanlæg.
Driftsikkerhed og vedligeholdelse	8	Teknologien kræver relativt lidt vedligeholdelse pr. person pr. år. Relativt høj driftsikkerhed.
Teknologisk stade	8	Velforprøvet og højteknologisk. Teknologien har været afprøvet igennem de sidste 50 år.
Brug og rengøring	8	Toilettet er et almindeligt vand skylende toilet som brugerne er vant til. Ingen krav til brug og rengøring.
Lokal deltagelse	1	Central løsning. Der er stort set ikke nogen lokal deltagelse med det sorte spildevand.
Robusthed	8	Meget robust system, kan stort set håndtere hvad brugerne end tilfører det.
Fleksibilitet	3	Ikke særligt fleksibelt overfor ændringer i affaldshåndteringen.



Figur 1. Driftsudgifter med forskellig funktionsmæssig opbygning. M. mekanisk, B. biologisk, K. kemisk, N. nitrifikation, D. denitrifikation. Prisniveau 1998. Udgifterne er ekskl. energiafgift (Henze, 2001). Kopi af figur 9.7 i Winter et al. (1998).

I drift udgifterne indgår ikke forrentning og afskrivning. Årlige vedligeholdelses udgifter er medtaget, beregnet efter følgende procentsatser: Bygninger 1,0%, maskin- og el-installationer 2,0%

Økonomi anlæg:

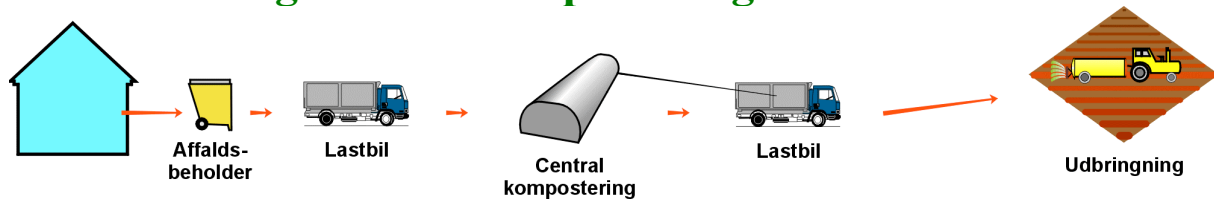


Figur 2. Anlægsudgifter for rensningsanlæg med forskellig funktionsmæssig opbygning. M. mekanisk, B. biologisk, K. kemisk, N. nitrifikation, D. denitrifikation. Ekskl. moms, inkl. Projektering, tilsyn og idriftsættelse. Prisniveau 1998 (Henze, 2001). Kopi af figur 9.6 i Winter et al. (1998).

I priserne er inkluderet anlægsdele til biologisk stabilisering af slammet samt mekanisk slamafvanding ved centrifuger eller sibåndspreser. Alle priser er eksklusive arealerhvervelse, hegn, beplantning, stik, måler, transformere, adgangsvej, bundundersøgelser, afskærende ledninger m.v.

Anlægsudgifterne fordeler sig med ca. 60% på bygningskonstruktioner og 40% på maskin-, el-installationer og SRO anlæg (styring, regulering og overvågning).

Bilag 2B Milekompostering



FORMÅL OG ANVENDELSE

Milekompostering er en lavteknologisk metode til central kompostering af affald. Milekomposteringen har til formål at stabilisere og homogenisere organisk affald så det kan anvendes som jordforbedringsmiddel eller som gødningsprodukt. De to komposterings anlæg i Danmark der har den største andel af kildesorteret husholdningsaffald er Vejle anlægget og AFAV anlægget ved Frederikssund begge anlæg er milekomposterings anlæg med en kort forudgående behandling i tromlereaktor.

RELATION TIL ANDRE SYSTEMKOMPONENTER

Opsamling

Køkken affald til central kompostering kan opsamles i husstanden enten i papir poser eller i plasticposer. For at undgå lugtgener bør beholderen tømmes en gang om ugen.

Fækalier kan opsamles og milekomposteres. Opsamlingen sker her ved at der er poser direkte under toiletskålen posen tømmes med ca. 14 dages mellemrum. Opsamlingen kan også være adskilt fra toiletskålen her falder fækalierne ved gravitation gennem en faldstamme til en plasticcontainer, hvori der sker en forkompostering, senere tømmes de over i en efterkomposteringsbeholder. Der er for tiden ikke nogen central kompostering af fækalier i Danmark.

Transport

Indsamling af organisk affald til milekompostering kan ske ved med forskellige typer materiel. I det følgende er det forudsat at det sker med komprimator biler. Det er også forudsat at fækalier kan indsamles på denne måde.

Behandling

På AFAVs anlæg i Frederikssund og på Vejle genbrugsterminal behandles dagrenovationen i 24 til 36 timer i en tromlereaktor inden det lægges ud i miler. I milerne eftermodner komposten i 10 - 14 uger (Christensen og Tønning 1998).

FUNKTION OG OPBYGNING

Funktion

Milekompostering er en lavteknologisk komposteringsmetode, hvor komposteringen foregår i lange trapezformede miler. Milekompostering kan underinddeles i miler

der vendes jævnlige og miler der ligger statisk, samt om tilførslen af luft foregår ved naturlig beluftning eller tvungen beluftning. (Christensen og Hansen, 1998).

Dimensionering:

Det har ikke været muligt at finde tal for dimensionering.

FORDELE:

Milekomposterings anlæg er billige at anlægge og da teknologien er enkel er der relativt få tekniske driftproblemer Således er der færre driftproblemer ved mile- end ved reaktor anlæg.

ULEMPER:

Milekomposteringsanlæg kan medfører lugtgener for naboer og kan derfor være svære at finde plads til. Der er endnu ikke udviklet nogen teknologi til tør opsamling af fækaler i etage byggeri.

MASSEBALANCE:

Tabel 1 Rensegrader og massestrømme for køkkenaffald

		TS	BOD	N	P	K
Ind - vandfase	Kg/(pers·år)	29	11	0,6	0,1	0,15
Ud - med vand	"	8 ²		0,15 ¹	0,0	0,0
- med fast stof	"	11,6 ¹		0	0	0,0
- med luft	"	9,4 ²		0,15 ¹	0,0	0,0
Ophobes i anlæg	"	0,0		0,3	0,1 ¹	0,15 ¹
Omformet	"	0,0		0,0	0,0	0,0
Rensegrad	%	60%		50%	100%	100%

1) (Christensen og Hansen, 1998)

2) Estimeret

Tabel 2 Rensegrader og massestrømme for køkkenaffald og fækaler

		TS	BOD	N	P	K
Ind – vandfase	Kg/(pers·år)	38	18	1	0,3	0,5
Ud – med vand	"	10,8		0,0	0,0	0,0
- med fast stof	"	15,2		0,0	0,0	0,0
- med luft	"	12		0,0	0,0	0,0
Ophobes i anlæg	"	0,0		0,5	0,3	0,5
Omformet	"	0,0		0,0	0,0	0,0
Rensegrad	%	60		50	100	100

VURDERING AF KRITERIER:

Lugt: Lugt er det største miljømæssige problem for komposterings anlæg, og er en vigtig parameter med hensyn til lokalisering, teknologivalg og drift. Den bedste metode til reducere lugtemission er fornuftig planlægning af driften, en god proces overvågning og proces styring, rengøring og ventilation med rensning af afkastluften. Et komposterings anlæg kan dog ikke drives helt uden lugtafgivelse selv et velprojekteret og veldrevet anlæg kan i perioder give anledninger til lugtgener for naboerne (Christensen og Hansen, 1998).

Tabel 3 Energiregnskab ved Milekompostering pers/år

Affaldstype	Køkkenaffald	Køkkenaffald og fækalier
Energiforbrug til transport	2,5 kWh	4,7 kWh
Energi forbrug ved milekompostering pers/år	7,9 kWh	14,7 kWh
Energisubstitution ved gødning pr. pers/år	4,9 kWh	16,32 kWh
Energiforbrug pr. Pers/år	5,5 kWh	3,08 kWh

Tabel 4 Recirkuleringspotentiale for køkkenaffald

		TS	C	N	P	K
Opsamlet i væske	kg/(pers.år)					
Opsamlet i fast stof	”	11,6		0,3	0,1	0,15
Opsamlet i luft	”					
Recirkuleringspotentiale i alt	”	11,6		0,3	0,1	0,15

Tabel 5 Recirkuleringspotentiale for køkkenaffald og fækalier

		TS	C	N	P	K
Opsamlet i væske	kg/(pers.år)					
Opsamlet i fast stof	”	15,2		0,5	0,3	0,5
Opsamlet i luft	”					
Recirkuleringspotentiale i alt	”	15,2		0,5	0,3	0,5

Økonomi

Tabel 6 Priser i kr./ (person·år) og kr./ (m³·år) for et anlæg til håndtering af køkkenaffald og fækallier ved milekompostering.

(Nilsson, 2000; Tønning et. al. 1997a og Tønning et. al. 1997b og Svarre, 2000)

Priser er angivet i følgende rækkefølge:

Anlæg: (Opsamlingsbeholder) +.(Milekomposteringsanlæg)

Drift: (Opsamlingsbeholder og Indsamling) +.(Milekomposteringsanlæg)

Affaldsform	Køkkenaffald		Køkkenaffald og fækallier (1)	
Kg prod. /pers	87		162	
Kapacitet	12.000tons/år		12.000 tons/år	
	Kr./person	Kr/m ³	Kr./person	kr/m ³
Anlæg	8,71 +21	67 + 162	8,71 +39	44 +195
Drift	150 + 60	1.154 + 462	212 +111	1.060 + 555
I alt	240	1.845	370	1.854

Der er regnet med en levetid på 20 år og en rente på 6%.

1) Priserne her er estimeret og de kan forventes at blive forøget da fækallierne kræver ekstra behandling.

Tabel 7 Nutidsværdien pr. person for håndtering og kompostering af køkkenaffald og fækallier.

Priser er angivet i følgende rækkefølge:

Anlæg: (Opsamlingsbeholder) +.(Milekomposteringsanlæg)

Drift: (Opsamlingsbeholder og Indsamling) +.(Milekomposteringsanlæg)

Spildevandstype	Køkkenaffald	Køkkenaffald og fækallier
Vol prod/person	87 kg	162 kg
Tankstørrelse		
Nutidsværdi af:		
Anlæg	100 + 239	100 + 446
Drift	1.720 + 688	2.431 +1.273
I alt	2.747	4.250

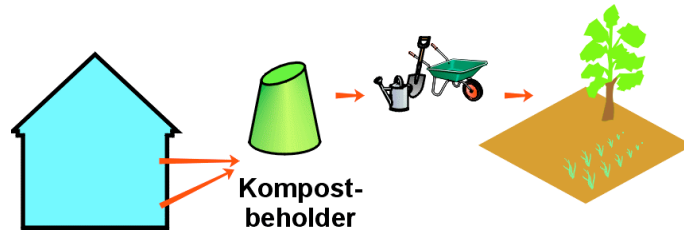
Der er regnet med en levetid på 20 år og en rente på 6%.

Tabel 8 Vurdering af kriterier

Kriterium	Vurdering 1=dårlig 10=bedst	Vurdering i ord
Hygiejne lokalt	3	Afhænger af toiletløsning
Arbejds miljø	3	Da der er hyppig håndtering p.g.a. affaldsbeholdere skal tømmes ugentligt kan der være problemer for arbejdsmiljøet
Driftsikkerhed og vedligeholdelse	2	Afhængig af ugentlig afhentning kritisk ved f.eks. strejke
Teknologisk stade	9 og 2	Teknologien anvendes I dag i til køkkenaffald ikke til fækalier
Brug og renholdning	2	Det er besværligt at holde vandfri toiletter rene
Lokal deltagelse	8	Stor da køkkenaffald skal sorteres og fækalier håndteres
Robusthed	3	Afhænger af sorteringskvaliteten
Fleksibilitet	7	I tilfælde af manglende afhentning kan affaldet graves ned

Bilag 2C

Lokal kompostering af køkkenaffald og lokalkompostering af køkkenaffald og fækalier.



FORMÅL OG ANVENDELSE

Komposteringsbeholdere kan anvendes til kompostering af køkkenaffald, haveaffald og fækalier, men i dag er det dog kun tilladt at anvende den til vegetabilsk køkken- og haveaffald. Ved komposteringen omsættes det organiske materiale til en homogen masse, der er let at håndtere, og som kan anvendes til gødningsmateriale. På nuværende tidspunkt er det ikke tilladt selv at kompostere sine fækalier og anvende komposten som gødning. Denne mulighed er dog taget med i denne beskrivelse da behandlingsmetoden anvendes i flere af vore nabolande.

RELATION TIL ANDRE SYSTEMKOMPONENTER

Til transport af køkkenaffald til kompostbeholderen anvendes normalt spande. Der kan indkøbes specielle affaldsstativer og spande til formålet samt bionedbrydelige poser, men da en almindelige spand også kan anvendes er dette materiel ikke taget med i beregningerne.

I en række urinsorterende torklosetter falder fækalierne ikke direkte ned i en komposteringsbeholder, men opsamles i en pose en spand eller lignende. Efter de nugældende regler skal fækalierne nedgraves og må ikke anvendes til gødningsformål efter en evt. kompostering. Om det er tilladt at transportere fækalierne fra toiletet til komposteringsbeholderen, og kompostere dem, for at opnå en stabilisering, for derefter at nedgrave dem er uklart.

FUNKTION OG OPBYGNING

Funktion

Ved kompostering nedbrydes letomsætteligt organisk stof af svampe og bakterier under iltrige forhold, ved processen frigives der varme. Komposteringsbeholderens formål er at samle det endnu ikke omsatte affald, hindre for stort varmetab samt

holde uønskede dyr væk fra affaldet. I de uisolede husstandskompostbeholdere er den varmeudvikling der sker sjældent tilstrækkeligt til at temperaturen i komposten bliver over 30° C (Svendsen, 1996). Komposteringen heri kaldes populært en koldkompostering. For at fremme omsætningen i beholderen tilsættes ofte kompostorme (Fischer, 2000). I den isolerede beholder kan opnås temperaturer på over 60° C.

For at komposteringsprocessen skal kunne forløbe tilfredsstillende kræves indsigt i processen og pasning af komposten. Ved kompostering stiger pH hvilket medfører at ammonium/ ammoniak ligevægten forskydes således at en stor del af kvælstoffet i det organiske materiale tabes som ammoniak 30 –50%

Opbygning

Husstandsbeholderen til køkkenaffald er typisk på ca. 300 liter og er fremstillet af ikke nedbrydige materialer som plastik og rustfrit stål. De fleste modeller er uisolerede, til nogle kan man som ekstra tilbehør købe en isolerende vinterkappe, mens andre er designet med permanent isolering (Svendsen, 1996).

De fleste beholdere er opbygget med passiv lufttilgang, gennem lufthuller forned og foroven. Påfyldning sker for de fleste modeller vedkommende ved, at man enten løfter et låg eller åbner en luge og hælder affaldet ind. I de fleste modeller skal man grave affaldet ud ved omstikning. Enkelte modeller er hængt op på en stang, hvor omkring de kan rulles således affaldet bliver sammenblandet. Tømning sker enten gennem en luge forned på beholderen eller ved at hele massen udtømmes.

Dimensionering:

Når det er køkken affald der komposteres kræves et beholder volumen på 130 liter om året pr. person. Ved komposteringen sker en volumenreduktion på grund af vandfordampning og omsætning af organisk stof, volumen reduktionen sættes her til 50% over 155 dage. Det vil sige at en komposteringsbeholder først er fuld efter 478 dage når den til føres kompost fra 3 pers/dag. I en komposteringsbeholder hvor det er muligt at fjerne kompost fra bunden af beholderen løbende vil det derfor kun være nødvendigt med én beholder pr. Husstand.

Når det både er fækaler og køkken affald der komposteres vil det være hensigtsmæssigt at have 2 beholdere for at man ikke skal udtømme komposten forned, mens der ligger uomsatte fækaler i toppen af beholderen. Hvis der både omsættes køkkenaffald og fækaler fra 3 personer vil en komposteringsbeholder på 300 liter blive fyldt på 384 dage. Derefter kan man fylde den anden beholder hvor ved den første beholder har mulighed for at efter kompostere i ca. 1 år inden den tømmes.

BEGRÆNSNINGER FOR ANVENDELSE:

Det er ikke tilladt at kompostere animalsk affald og fækaler i dag . Hvis komposten skal anvendes andre steder end på egen ejendom, skal der tages analyser af komposten, ligesom der bliver taget analyser af komposten på centrale kompostanlæg. Med de små mængder der er tale om her er det ikke rentabelt.

Fordele:

Ved hjemmekompostering er affaldsproducenten også den der sorterer behandler og anvender affaldet. Det synlige resultat af en uhensigtsmæssig sortering og behandling falder dermed tilbage på producenten.

Ulemper:

Animalsk køkkenaffald og fækalier kan ikke recirkuleres med den nuværende lovgivning. Næringsstofferne kommer ikke tilbage til den landbrugsjord de stammer fra, medmindre man er selvforsynende med afgrøder.

MASSEBALANCE:

Tabel 1 Rensegrader og massestrømme for køkkenaffald :

		TS	BOD	N	P	K
Ind – fast stof	kg/(pers.år)	29	11	0,6	0,1	0,15
Ud - med vand	"	2	-	0,1	0,0	0,0
- med fast stof	"	12	-	0,24	0,1	0,15
- med luft	"	15	-	2,6	0,0	0,0
Ophobes i anlæg	"	0,0	-	0,0	0,0	0,0
Omformet	"	0,0	-	0,0	0,0	0,0
fjernelsegrad	%	60	-	60	0	0

Ved kompostering af køkkenaffald i husholdningskompostbeholdere tabes fra 43 – 62% af kvælstoffet når køkkenaffaldet er tilsat forskellige tilslagsmateriale, mens N – tabet er helt op til 86% ved kompostering af køkkenaffald uden tilslagsmateriale (Eklind og Kirchmann, 1998). Generelt kan man regne med at jo mere kvælstof der er i udgangs materialet, des mere vil der tabes (både absolut og relativt), tabet sættes her til 60 %. Reduktionen i tørstof er ved kompostering på mellem 40 og 80%(Eklind og Kirchmann, 1998) tabet sættes her ligeledes til 60 %. Da det forudsættes at der ikke tabes noget fra beholderen i form af perkolat, forventes det ikke at der tabes hverken kalium eller fosfor fra kompostbeholderen.

Tabel 2 Rensegrader og massestrømme for køkkenaffald og fækalier:

		TS	BOD	N	P	K
Ind – fast stof	kg/(pers.år)	42	18,3	1	0,3	0,4
Ud - med vand	"	3	-	0,1	0,0	0,0
- med fast stof	"	17	-	0,4	0,3	0,4
- med luft	"	22	-	0,5	0,0	0,0
Ophobes i anlæg	"	0,03	-	0,0	0,0	0,0
Omformet	"	0,0	-	0,0	0,0	0,0
Fjernelsegrad	%	60	-	60	0	0

Recirkuleringspotentiale ved hjemmekompostering:

Tabel 3 Det samlede recirkuleringspotentiale ved hjemmekompostering af køkkenaffald

		TS	N	P	K
Opsamlet i væske	Kg/(pers.år)				
Opsamlet i fast stof	”	12	0,24	0,1	0,15
Opsamlet i luft	”				
Recirkulerings-potentiale i alt	”	12	0,24	0,1	0,15

Tabel 4 Det samlede recirkuleringspotentiale ved hjemmekompostering af køkkenaffald og fækalier

		TS	N	P	K
Opsamlet i væske	Kg/(pers.år)				
Opsamlet i fast stof	”	17	0,4	0,3	0,4
Opsamlet i luft	”				
Recirkulerings-potentiale i alt	”	17	0,4	0,3	0,4

Økonomi

Tabel 5 Priser i kr./(person·år) og kr./(m³·år).

Affaldsform	Køkkenaffald		Køkkenaffald		Køkkenaffald og fækalier	
Vol prod/pers	130 l		130 l		205 l	
Pris	Lavpris		Højpris		Lavpris	
Tankstørrelse	1 x 300		1 x 300		2 x 300	
	Kr/person	Kr/m ³	kr./person	kr/m ³	Kr./person	kr/m ³
Anlæg	10,5	80,5	18,55	142,6	21	102
Drift	33	253,8	33	253,8	66	322
I alt	43,5	334,3	51,55	396	87	424

Der er regnet med en levetid på 20 år og en rente på 6%.

Tabel 6 Nutidsværdien pr. person.

Spildevandstype	Køkkenaffald	Køkkenaffald	Køkkenaffald og fækalier
Vol prod/person	130 l	130 l	205 l
Tankstørrelse	1 x 300	1 x 300	2 x 300
Nutidsværdi af:			
Anlæg	120	212,8	720
Drift	378,5	378,5	757
I alt	499	592	1477

Der er regnet med en levetid på 20 år og en rente på 6%.

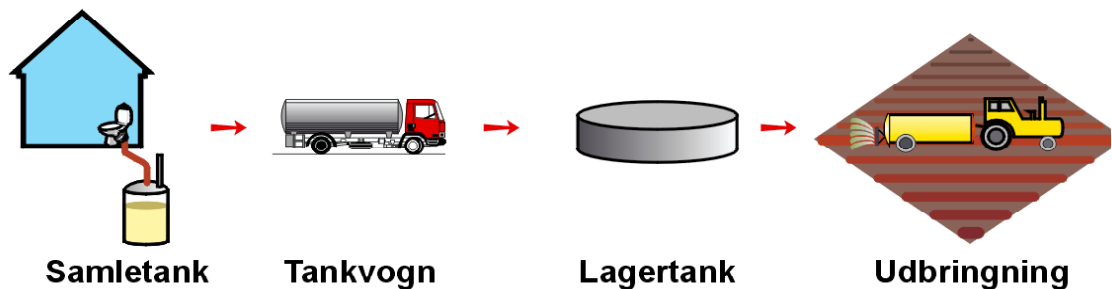
VURDERING AF KRITERIER:

Tabel 7 Vurdering af kriterier

Kriterium	Vurdering		Vurdering i ord
	1=dårligst	10=bedst	
Hygiejne lokalt	3-7		Afhænger af om fækalier komposteres med
Arbejds miljø	5		Ved omstikning og udtømning af komposten kan der være arbejdsmiljømæssige problemer på grund af svampesporer
Driftsikkerhed og vedligeholdelse	5		Betjeningen er manuel og lokal så der er ikke problemer ved strejker etc. Der kan være problemer med at få komposteringen til at forløbe.
Teknologisk stade	7		Teknologien anvendes mange steder i dag
Brug og renholdning	5		Transportspanden fra køkkenet skal indimellem rengøre. Mens sækken til fækalierne kasseres
Lokal deltagelse	6		Stor, da køkkenaffald skal sorteres og fækalie sækken tømmes
Robusthed	6		Teknologien er rimlig robust
Fleksibilitet	8		Stor, man altid kan vælge at aflevere affaldet med dagrenovationen eller grave det ned.

Bilag 2D

Urin opsamling - central håndtering



FORMÅL OG ANVENDELSE

Opsamling af urin for videre håndtering med henblik på genanvendelse i jordbruget. Fra et urinsortende toilet ledes urin og skyllevand via rørledninger og brønde til en samletank. En tankvogn transporterer urinen videre til en lagertank der befinder sig hos en jordbruger.

RELATION TIL ANDRE SYSTEMKOMPONENTER

Toiletter skal have et lavt vandforbrug for at undgå for hyppige besøg af slamsuger. Rør til tilslutning til samletanken bør svejses, således at utætheder undgås. Både for at undgå utilsigtede tilløb til tanken såvel som afløb fra den. Samme anbefaling gives for sammenføjninger på selve samletanken og lagertanken.

FUNKTION OG OPBYGNING

Funktion

Opsamling af urin fra husholdninger. Samletanken tømmes med slamsuger 1-2 gange årligt, afhængigt af tankstørrelse og mængden af skyllevand der anvendes. Urinen transporteres til lagertank, der er placeret ved et landbrug. Den samlede lagertid for al urin skal være mindst 6 måneder.

Opbygning

Samletankene kan være udformet på en række forskellige måder, urinen tilledes med rør. Urinopsamlingstanken fås i polyester, glasfiberarmeret polyester og beton. Tankene er normalt placeret i jorden, dels for at spildevand kan tilledes ved gravitation, dels for at tanken ikke skal optage mere plads end højst nødvendigt og endeligt af æstetiske hensyn. Tankene kan dog også placeres i kældre eller ovenpå jorden. Urinen transporteres fra opsamling til landbrug med slamsuger. Lagertanken er her antaget at have samme opbygning som en gylletank.

Dimensionering:

Se beskrivelsen under komponenterne samletank og lagertank.

BEGRÆNSNINGER FOR ANVENDELSE:

Ved høj vandstand skal samletanken forankres. Vandbesparelser bør foretages. Til urinopsamling skal rørene have en diameter på mindst 110 mm med en hældning på mindst 1%. Der er observeret problemer med tilstopning af rør til urinafledning på 50 mm (Jönsson et al. 2000). Det kan være 75 mm er tilstrækkeligt, men der foreligger ikke dokumentation herfor, derimod har man en del gode erfaringer med rør på 110 mm. Der etableres brønd i begge ender så der er mulighed for spuling eller mekanisk rensning af røret, dette bør foretages 1 gang pr. 1-5 år. Rør til urinføring skal "svejses" sammen, således at utætheder undgås. Samme anbefaling skal gives for tilslutning til urintanke og for selve urintanken. For at undgå unødigt ventilation, lugt og ammonium fordampning, bør den urinførende ledning indføres under væskeoverfladen i urintanken.

FORDELE:

Ingen mekanik. Ingen udledning til lokal recipient. Forudsætter nedsat vandforbrug. Lille areal behov.

ULEMPER:

Forudsætter nedsat vandforbrug.

MASSEBALANCE:

Tabel 1. Rensegrader og massestrømme for urin.

		SS	BOD	COD	N	P	K
Ind – vandfase	kg/(pers.år)	0	1.825	5.475	4.015	548	913
Ud - med vand	"	0	1.445	4.633	3.614	548	913
- med fast stof	"	0	0	0	0	0	0
- med luft	"	0	0	0	402	0	0
Ophobes i anlæg	"	0	1.445	4.633	3.614	548	913
Omformet	"	0	380	842	0	0	0
Rensegrad ¹	%	0	20	15	10	0	0

Tabel med angivelse af rensegrad af vandet for anlægget og massestrømme til faststof, væske og luft faserne.

1) forudsat den samlede lagringstid for urinen er mindst 6 måneder.

VURDERING AF KRITERIER:

Ressourceforbrug og miljøbelastning

Lugt: Svovlbrinte og ammoniak kan skabe lugtgener.

Energiforbrug:

Anlæg: kWh/(år·person) (Den miljømæssige energifafskrivning, forudsat at anlæggets levetid er 20 år).

Drift: Transport: 9,3 kWh/(person·år).

I alt: kWh/(person·år) svarende til kWh/(m³·år).

Substitution af kunstgødning: 54,44 kWh

Areal forbrug: Til samletank og lager tank 4,5 + 0,5 = 5 m²/(m³·år), eller 5 m²/person.

Tabel 2. Recirkuleringspotentiale for urin.

		SS	BOD	COD	N	P	K
Opsamlet i væske	kg/(pers·år)	0	1.445	4.633	3.624	548	913
Opsamlet i fast stof	”	0	0	0	0	0	0
Opsamlet i luft	”	0	0	0	0	0	0
Recirkuleringspotentiale i alt	”	0	1.445	4.633	3.624	548	913

Tabel med angivelse af det samlede recirkuleringspotentiale for processen, og den mængde stof der potentielt kan opsamles på væske, faststof og luftfase.

Økonomi

Her regnes med anlæg og drift for en familie på 3 personer.

Tabel 3. Priser i kr./(person·år) og kr./(m³·år) for et anlæg til urin opsamling, inklusiv bortskaffelse af det opsamlede spildevand ved et årligt vandforbrug på ca. 45 m³/person, for en familie på 3 personer. Der er regnet med en lagertank på 1.240 m³, og med en transportvej på 15 km. Priser er angivet i følgende rækkefølge: (Samletank + tømning + transport) + (rør + brønde) + (lager / gylletank).

Affaldsform	Urin		Urin		Urin	
Vol prod/pers	1 m ³		1 m ³		1 m ³	
Tankstørrelse	1,5 m ³		2,5 m ³		6 m ³	
	kr/pers	kr/m ³	kr/pers	kr/m ³	kr/pers	kr/m ³
Anlæg	323+587+26	936	385+587+26	998	525+587+26	1.138
Drift	211+223+2	436	211+223+2	436	211+223+2	436
I alt	1.372	1.372	1.434	1.434	1.574	1.574

Der er regnet med en levetid på 20 år og en rente på 6%. (V & S Byggedata ,1999; Jørgensen 1991.; Vatnan et al. 2000).

Tabel 4. Nutidsværdien pr. person af et anlæg til urin opsamling med levetid på 20 år (ledningsnet med levetid på 75 år). Priser er angivet i følgende rækkefølge:

Spildevandstype	Urin	Urin	Urin
Vol prod/pers	1 m ³	1 m ³	1 m ³
Tankstørrelse	1,5 m ³	2,5 m ³	6 m ³
Nutidsværdi af:			
Anlæg	3.700+6.700+300	4.400+6.700+300	6.000+6.700+300
Drift	2.420+3.070+23	2.420+3.070+23	2.420+3.070+23
I alt	16.213	16.913	18.513

(Samletank + tømning) + (rør + brønde) + (lager / gylletank).
Der er regnet med en levetid på 20 år og en rente på 6%.

Hygiejne og sikkerhed

Hygiejne lokalt: Problemer med overførsel af smitstoffer kan opstå ved håndtering og spredning af urinen.

Hygiejne globalt: Relativt sikker teknologi. Ved spredning af urin til jordbrugsformål er der dog en reduceret risiko for overførsel af smitstoffer direkte eller via vektorer til dyr og mennesker.

Arbejds miljø: Der kan opstå arbejdsmiljø problemer ved arbejde med urinopsamlingstanken, pga. f.eks. ammoniak dampe og overførsel af smitstoffer.

Drift og vedligeholdelse

Drift: Driftsikkerheden for urinopsamlingssystemet er lavere end ved brug af konventionelle toiletter.

Vedligeholdelse: Teknologien kræver relativt lidt vedligeholdelse, dog mere end konventionelle toiletter.

Teknologisk stade: Ikke en velafprøvet teknologi. Den kendes fra økobyer, og etagebyggeri i Sverige.

Brug og renholdning

Toilettet er et urin sorterende toilet som brugerne ikke er vant til. Mænd skal stå op og urinere. Toilettet og urinopsamlingssystemet stiller større krav til brug og rengøring. Mængde og kvalitet af den opsamlede urin afhænger af god vedligeholdelse samt korrekt valg og anvendelse af rengøringsmidler.

Table 5. Vurdering af kriterier

Kriterium	Vurdering 1=dårligst 10=bedst	Vurdering i ord
Hygiejne lokalt	6	Problemer med overførsel af smitstoffer kan opstå ved håndtering og spredning af urinen.
Arbejds miljø	5	Der kan opstå arbejdsmiljø problemer ved arbejde med urin-opsamlings tanken, pga. f.eks. ammoniak dampe og overførsel af smitstoffer.
Driftsikkerhed og vedligeholdelse	4	Driftsikkerheden for urinopsamlings systemet er lavere, og kravet til vedligeholdelse større end ved brug af konventionelle toiletter.
Teknologisk stade	2	Erfaringerne herhjemme med urinopsamling er begrænsede.
Brug og renholdning	5	Toiletet er et urin sorterende toilet som brugerne er ikke er vant til. Toiletet og urin-opsamlings systemet stiller større krav til brug og rengøring.
Lokal deltagelse	7	Urin-opsamlingen stiller krav til valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Robusthed	5	Urin-opsamlings delen afhænger af god vedligeholdelse samt korrekt valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Fleksibilitet	8	Fleksibelt overfor ændringer i affaldshåndteringen.

Bilag 2E

Vådkompostering



FORMÅL OG ANVENDELSE

Vådkompostering er en aerob behandling af flydenede affald der har til formål at homogenisere, hygiejnisere og nedsætte lugtemmissioner fra organisk affald for at affaldet kan anvendes til gødningsformål.

I en vådkomposteringsreaktoren omsættes organiske affald med et indhold af organisk stof på mellem 1,5 og 9 % VS (Hvilket omtrent svarer til 2 –10 % TS)(Skjellhaugen, 1999c)(Norin, 1996) .Ved vådkomposteringen sker der en stabilisering og hygiejnisering samtidig med at der produceres et gødningprodukt.

RELATION TIL ANDRE SYSTEMKOMPONENTER

Opsamling:

Ved behandling af sort spildevand i en vådkompostreaktor opsamles spildevandet med ekstremt lavtskylende toiletter f.eks. urinsorterende vakuum toiletter, vippetoiletter el lign.

Transport:

Transporten fra husstanden til reaktoren kan enten foregå med tankvogn eller rørsystem. Des mindre vand der transporteres des mere attraktivt bliver det at transportere spildevandet med tankbil (Etnier og Reefsgaard, 1998).

Lagring:

Fra toilettet ledes det sorte spildevand til en samletank, hvorfra det hentes en til to gange om året af en tankvogn og køres til vådkompostreaktoren (Skjellhaugen, 1999b) (Etnier og Reefsgaard,1998).

Køkkenaffald kan opsamles i samme samletank som det sorte spildevand eller i en separat afdeling af denne. Ved behandling af køkkenaffald sammen med det sorte spildevand øges tørstofindholdet i den masse der skal behandles så det ikke er nødvendigt med yderligere tørstoftilsætning for at nå de 2% ts der er nødvendigt for at komposteringsprocessen kan forløbe (Etnier og Reefsgaard, 1998).

Vådkomposteringsystemet kan indføres gradvist da man til en begyndelse kan kompostere slam fra septiktanke og efterhånden kan indføre lukkede systemer med samletanke til erstatning for septiktanke så alt det sorte spildevand bliver opsamlet (Skjellhaugen, 1999a).

FUNKTION OG OPBYGNING

Ved den aerobe proces i reaktoren hygiejniseres og stabiliseres affaldet under udvikling af varme. Nedbrydningen af det organiske materiale kræver at der aktivt tilføres ilt til beholderen, for at de aerobe bakterier kan arbejde. Til gengæld udvikler nedbrydningen så meget varme, at det ikke er nødvendigt at bruge energi på opvarmning da materialet kompostere kontinuerligt ved en temperatur på mellem 50 og 60 grader celsius (Skejlhaugen, 1999c).

Kompostreaktorens opbygning

Den i det følgende beskrevne vådkomposteringsreaktor er udviklet i et samarbejde mellem norsk institut for landbrugsøkonomisk forskning og firmaet Alfa Laval.

Reaktoren er fremstillet med henblik på behandling af køkkenaffald og husstandsspildevand og er på 32 kubikmeter (Etnier, Refsgaard, 1998).

Vådkomposteringsreaktoren er en cylindrisk tank med konisk bund. Den er lavet af glasfiberforstærket polyester med 120 mm isoleringsmateriale af mærket Etaform. Tankene findes i to størrelser en på 17,5 m³ og en på 32 m³ med en højde på 5,2 meter og en diameter på 3 meter (Skjelhaugen, 1999c).

Belufteren

Fra en kompressor pumpes der atmosfærisk luft ind i tanken der fordeles i tanken ved hjælp af en belufter der er placeret i bunden af tanken. Luftboblerne har en størrelse på 1-2 mm. De små luftbobler har en mindre gennemsnitlig indbyrdes afstand og en større total overflade end store bobler, hvilket er væsentligt for at få blandet/opløst luften i væsken og for de aerobe bakteriers respiration (Skjelhaugen, 1999c).

Udgangsluften

Når der pumpes luft ind i tanken opstår der et lille overtryk på 50 Pa i reaktoren hvilket, er tilstrækkeligt til at trykke afgangsluften gennem et biofilter. Inden biofilteret sidder en kondensator hvor vanddamp ammoniak og lugte kondenserer og løber tilbage i reaktoren. Afgangsluften passerer derefter gennem biofilteret der i den 32m³ beholder består af 2m³ spagnum. Spagnum har en stor kationsbytningskapacitet og kan med en pH værdi på 3,7 binde ammoniakken. Spagnummen udskiftes en gang årligt og kan anvendes som gødningsmiddel (Skjelhaugen, 1999c).

Øvrig teknik

Ved vådkompostering dannes ofte skum, reaktoren er derfor udstyret med en skumskærer, der omdanner skum til flydende masse. Skumskæren aktiveres af en skum detektor. For at forhindre flydelag er der i toppen af reaktoren monteret en omrører, den anvendes primært hvis der komposteres husdyrgødning med halm (Skjelhaugen, 1999c).

Styresystem

Komposteringen er overvåget af en computer der registrere biomassehøjde, luftstrøm og temperatur (Skjelhaugen, 1999c).

BEGRÆNSNINGER FOR ANVENDELSE

Fordele:

De her beskrevne vådkomposteringsanlæg er forholdsvis små og simple anlæg der kan drives af en enkelt person. Det kunne f.eks. være en landmand der både står for at hente behandle og anvende affaldsprodukterne. Når det er den samme person der står for alle tre dele er det nemmere at koordinere de enkelte arbejdsopgaver og at justere de enkelte parametre hvis gødningsproduktets kvalitet ikke lever op til forventningerne. De små anlæg gør det muligt at afprøve denne forholdsvis nye behandlingsform i en passende skala.

Ulemper:

Der anvendes betydelige mængder energi til at behandle affaldet, ved andre metoder f.eks. bioforgasning kunne der vindes energi ved behandlingen.

KAPACITET

For at vådkomposteringen kan forløbe skal tørstofindholdet ligge mellem 2 og 10 %. Ved anvendelse af konventionelle skyllevandsmængder vil tørstofindholdet i toiletaffald og køkkenaffald ligge væsentligt under 2 % tørstof. I det følgende er beregnet hvor meget skyllevand der kan anvendes hvis tørstofindholdet skal ligge på henholdsvis 2 og 10%

Tabel 1 TS indhold i de enkelte affaldsfraktioner pers/år

	TS/ år/ pers. i kg.	Volumen i liter	% TS
Køkkenaffald	29	106	27
Fækalier	13	75	17
Urin	22	421	5
I alt	64	602	10,6

Tabel 2 Skyllevandsmængden i liter ved forskellige ts forhold ved tilførsel af køkkenaffald, fækalier og urin til vådkomposteringsanlægget pers/år:

	TS i %	Andel skyllevand i liter
Uden skyllevand	10,6	0
Med skyllevand	10	$640 - 602 = 38^1$
Med skyllevand	2	$3200 - 602 = 2598$

MASSEBALANCE

På grund af urins store volumen og høje ammonium indhold kan det være en fordel ikke at tilføre det til komposteringsreaktoren. Til gengæld kan der være nogle hygiejniske og rationaliseringsmæssige fordele ved at behandle urinen sammen med fækalier og køkkenaffald i reaktoren, derfor er der både lavet masse balance for behandling af fækalier og køkkenaffald med og uden urin.

Tabel 3 Mass flow for køkkenaffald, fækaler og urin i potentielle mængder

		TS	BOD	N	P	K
Ind – vandfase	Kg/(pers·år)	63	20	5,0	0,8	1,4
Ud - med vand	"	40 ²		5,0 ¹	0,8 ¹	1,4 ¹
- med fast stof	"	0,0		0,0	0,0	0,0
- med luft	"	23		0,0	0,0	0,0
Ophobes i anlæg	"	0,0		0,0	0,0	0,0
Omformet	"	0,0		0,0	0,0	0,0
Rensegrad	%	37		100	100	100

¹(Norin, 1996)

Tabel 4 Mass flow for køkkenaffald og fækaler i potentielle mængder kg
/(person-dag)

		TS	BOD	N	P	K
Ind – vandfase	Kg/(pers·år)	38	18	1	0,3	0,5
Ud - med vand	"	24 ¹		1 ¹	0,3 ¹	0,5 ¹
- med fast stof	"	0,0		0,0	0,0	0,0
- med luft	"	14		0,0	0,0	0,0
Ophobes i anlæg	"	0,0		0,0	0,0	0,0
Omformet	"	0,0		0,0	0,0	0,0
Rensegrad	%	63		100	100	100

¹(Norin, 1996)

VURDERING AF KRITERIER

Ressourceforbrug og miljøbelastning

Energiforbrug

Tabel 5 Energiforbrug ved drift af vådkomposteringsanlæg med køkkenaffald, urin og fækaler

Toilettype	Vakuumtoilet med urinseparation	Urinsorterende Vippetoilet	Ekstra lavtskyllende WC
Mængde spildevand pr. pers. pr. År	1,9 m ³	2,0 m ³	3,3 m ³
Energi forbrug til transport pr. Pers./år (1)	17,1 kWh	19 kWh	31,1 kWh
Energiforbrug til vådkompostering pr. Person pr. år (2)	75 kWh	80 kWh	133 kWh
Energisubstitution ved gødning pr. Pers/år (3)	76,4 kWh	76,4 kWh	76,4 kWh
Energibalance pr. Pers./år	15,7 kWh	22,6 kWh	87,7 kWh

1) En liter diesel indeholder 36 MJ/l eller 10 kWh/l (Energistyrelsen, 1999)

2) 2) (Etnier og Reefsgaard, 1998)

3) Energi forbrug pr. kg ammoniak, fosfor og kalium produceret i modenet fabrikker:

Ammoniak 35,3 MJ/kg 9,8 kWh

Fosfor 15,0 MJ/kg 4,2 kWh

Kalium 5,0 MJ/ Kg 1,4 kWh

Tabel 6 Energiforbrug ved drift af vådkomposteringsanlæg med køkkenaffald og fækaler uden urin.

Toilettype	Vakuumtoilet med urinsortering	Urinsorterende Vippetoilet	Ekstra lavtskyllende WC
Mængde spildevand pr. Pers. pr. År	0,9 m ³	1,0 m ³	2,4 m ³
Energi forbrug til transport pr. Pers./år	8,1 kWh	9,5 kWh	22,6 kWh
Energiforbrug til vådkompostering pr. Person pr. år (1)	36 kWh	40 kWh	96 kWh
Energisubstitution ved gødning pr. pers/år (2)	16,32 kWh	16,32 kWh	16,32 kWh
Energibalance pr. Pers./år	27,8 kWh	33,18 kWh	102,28 kWh

(Etnier, Reefsgaard, 1998)(Bøckerman et.al. 1991)

Tabel 7 Recirkuleringspotentiale for urin, fækaler og køkkenaffald.

		Ts	N	P	K
Opsamlet i væske	kg/(pers·år)	40	5,0	0,850	1,45
Opsamlet i fast stof	”				
Opsamlet i luft	”				
Recirkuleringspotentiale i alt	”	40	5,0	0,850	1,45

Tabel 8 Recirkuleringspotentiale for fækaler og køkkenaffald.

		Ts	N	P	K
Opsamlet i væske	kg/(pers·år)	24	1,0	0,3	0,5
Opsamlet i fast stof	”				
Opsamlet i luft	”				
Recirkuleringspotentiale i alt	”	24	1,0	0,3	0,5

Økonomi

Tabel 9 Investering og drifts omkostninger for vådkomposteringsanlæg med en 32 m³ reaktor, forlager på 250m³ og efterlager på 1500 m³ med tre forskellige toilettyper for urin fækaler og køkkenaffald.

Toilettype	Vakuumtoilet med urinseparation	Vippetoilet med urinseparation	Ekstra lavtskyl WC
Spildevandsmængde m ³	1,8	2,0	3,3 (2)
Kapacitet i pers. (1)	750	833	454
Investering kr. pr. person i (3)	1427	1585	2618
Drift og vedligehold år/pers. i kr. (4)	79	88,2	146

Tabel 10 Investering og drifts omkostninger for vådkomposteringsanlæg med en 32 m³ reaktor, forlager på 250m³ og efterlager på 1500 m³ med tre forskellige toilettyper for fækaler og køkkenaffald uden urin.

Toilettype	Vakuumtoilet med urinseparation	Vippetoilet med urinseparation	Ekstra lavtskyl WC
Spildevandsmængde m ³	0,9	1,0	2,4
Kapacitet i pers.	1667	1500	625
Investering kr. pr. person i	713	792	1902
Drift og vedligehold år/pers. i kr.	40	84	106

Tabel 11 Priser i kr./ (person·år) og kr./ (m³· år) for et anlæg til håndtering af urin fækalier og køkkenaffald til vådkompostering, inklusiv forrentning og afskrivning, drift og bortskaffelse af det opsamlede spildevand, for en familie på 3 personer. Anlægget har en levetid på 20 år og renten er sat til 6%. Der er regnet med en transportvej på 15 km.

Priser er angivet i følgende rækkefølge:

Anlæg: (Rør og Brønde) + (Samletank) + (vådkomposteringsanlæg)

Drift: (Rør og brønde) + (tømning og transport) + (vådkomposteringsanlæg)

Affaldsform	Urin, fækalier og køkkenaffald		Urin, fækalier og køkkenaffald		Fækalier og køkkenaffald	
Toilettype	Urin sorterende vakuum toilet		Urin sorterende vippetoilet		Ekstra lavtskylende WC.	
Vol prod/pers	1,8m		2,0 m		3,3m ³	
Tankstørrelse	6 m ²		6 m ³		6 m ³	
	Kr./pers	kr/m ³	kr./pers	Kr/m ³	kr./pers	Kr/m ³
Anlæg	410+523+124	228 + 87+69	410 +523+138	205 + 87+69	410 + 523+228	124 + 87+69
Drift	100 + 380 +79	56 + 211 + 44	100 +422 + 88	50 + 211 + 44	100 + 697 +146	30 + 211 + 44
I alt	1616	695	1679	666	2104	565

Tabel 12 Nutidsværdien pr. person af et anlæg til vådkompostering af fækalier, urin og køkkenaffald med levetid på 20 år og en rente på 6%.

Priser er angivet i følgende rækkefølge:

Anlæg: (Rør og Brønde) + (Samletank) + (vådkomposteringsanlæg)

Drift: (Rør og brønde) + (tømning og transport) + (vådkomposteringsanlæg)

Spildevandstype	Urin,, fækalier og køk.	Urin, fækalier og køk.	Urin, fækalier og køk.
Vol prod/pers	1,8m ³	2,0 .m	3,3 m ³
Tankstørrelse	6m	6m	6 m ³
Nutidsværdi af:			
Anlæg	6700 + 6000 + 1427	6700 + 6000+1585	6700 + 6000+2618
Drift	1147 + 4359 + 906	1147 + 4840 + 1009	1147 + 7995 + 1675
I alt	21.042	21.384	26.338

Tabel 13 Priser i kr./ (person·år) og kr./ (m³·år) for et anlæg til håndtering af fækalier og køkkenaffald til vådkompostering, inklusiv forrentning og afskrivning, drift og bortskaffelse af det opsamlende spildevand. For en familie på 3 personer. Anlægget har en levetid på 20 år og renten er sat til 6%. Der er regnet med en transportvej på 15 km.

Priser er angivet i følgende rækkefølge:

Anlæg: (Rør og Brønde) + (Samletank) + (vådkomposteringsanlæg)

Drift: (Rør og brønde) + (tømning og transport) + (vådkomposteringsanlæg)

Affaldsform	Urin, fækalier og køkkenaffald		Urin, fækalier og køkkenaffald		Fækalier og køkkenaffald	
Toilettype	Urin sorterende vakuum toilet		Urin sorterende vippetilet		Ekstra lavtskyllende WC.	
Vol prod/pers	0,9m ³		1,0 m ³		2,4m ³	
Tankstørrelse	6 m ²		6 m ³		6 m ³	
	Kr./pers	kr/m ³	kr./pers	Kr/m ³	Kr./pers	Kr/m ³
Anlæg	410+523+62	1105	410 +523+69	1002	410 + 523+166	458
Drift	100 + 190 +40	367	100 +211 + 84	395	100 + 506 +106	297
I alt	1325	1472	1400	1397	1811	755

Tabel 14 Nutidsværdien pr. person af et til anlæg vådkompostering af fækalier og køkkenaffald med en levetid på 20 år og en rente på 6% Priser er angivet i følgende rækkefølge:

Anlæg: (Rør og Brønde) + (Samletank) + (vådkomposteringsanlæg)

Drift: (Rør og brønde) + (tømning og transport) + (vådkomposteringsanlæg)

Spildevandstype	Urin,, fækalier og køk.	Urin, fækalier og køk.	Urin, fækalier og køk.
Vol prod/pers	0,9m ³	1,0 .m ³	2,4 m ³
Tankstørrelse	6m	6m	6 m ³
Nutidsværdi af:			
Anlæg	6700 + 6000 + 713	6700 + 6000+792	6700 + 6000+1902
Drift	1147 + 2179 + 459	1147 + 2420 + 963	1147 + 5804 + 1216
I alt	17.198	18.022	22.769

Tabel 15 Vurdering af kriterier

Kriterium	Vurdering 1=dårlig 10=bedst	Vurdering i ord
Hygiejne lokalt		Afhænger af toiletløsning
Arbejds miljø	7	Der er ingen direkte kontakt med materialet før efter komposteringen
Driftsikkerhed og vedligeholdelse	8	God, samletanken kan tømmes med slamsuger
Teknologisk stade	7	Det er en forholdsvis ny teknologi Den anvendes i dag på forsøgsbasis i Norge
Brug og renholdning	7	Renholdning i hjem kan være problematisk pga lille vandforbrug
Lokal deltagelse	6	Stor da køkkenaffald skal sorteres
Robusthed	5	Vådkomposteringens robusthed afhænger af at brugerne sortere køkkenaffaldet i de rigtige fraktioner og af korrekt valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Fleksibilitet	7	I tilfælde af driftsstop på vådkompostanlægget kan tanken stadig tømmes med slamsuger

Bilag 2F

Bioforgasning

PROCESDIAGRAM

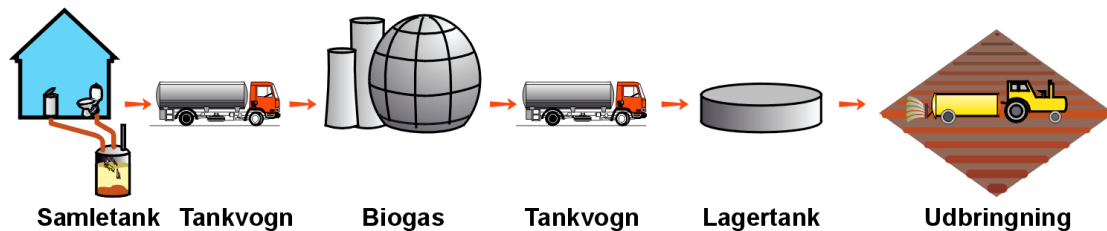


Fig. 1 Opsamling, transport, bioforgasning og spredning af urin fækalier og køkkenaffald

FORMÅL OG ANVENDELSE

Formålet med biogasanlæg er at omdanne organisk affald til et homogent hygiejnisk gødningsprodukt og at anvende den derved dannede metan til energiproduktion.

De biogasanlæg der findes i Danmark i dag er enten: gårdbiogasanlæg på landbrugsejendomme, hvor gas produktionen er baseret på husdyrgødning; biogasanlæg på renselanlæg hvor gas produktionen sker på basis af slam eller biogasfællesanlæg hvor gas produktionen er baseret på husdyrgødning, kildesorteret husholdningsaffald og organisk industriaffald. Af gårdbiogasanlæg findes der i dag 19, på renselanlæggene er der hele 65 biogasanlæg, og biogasfællesanlæggene er oppe på 20 stykker. Formålet med gårdbiogasanlæggene og biogasfællesanlæggene er primært energiproduktion gennem gas fremstilling, derudover foregår der i biogasfællesanlæggene en stabilisering og hygiejnisering af det kildesorterede affald og industriaffaldet, der derefter distribueres sammen med den afgassede gylle. På renselanlæggene er biogasanlæggenes primære funktion at reducere slammængden, energiproduktionen er her stadig af sekundær betydning (Taftdrup, 1999).

De følgende beregninger er baseret udelukkende på bioforgasning af humant affald.

RELATION TIL ANDRE SYSTEMKOMPONENTER

Kloaksystem \Rightarrow Renselanlæg \Rightarrow biogas

Ifølge Taftdrup 1999, ville det miljømæssigt og økonomisk være mere optimalt at tilføre slammet fra renselanlæg til biogasfællesanlæg fremfor at bioforgasse det på renselanlæg da man på fællesanlægget kan omsætte, hygiejnisere, gødningsdeklarere, lagre og distribuerer slammet sammen med gyllen på en mere konkurrencedygtig måde.

En anden mulighed er at anvende en kombination af køkkenkværne og vandbesparende installationer der vil kunne opkoncentrere spildevandet så det er muligt at bioforgasse selve spildevandet (Henze, 1997).

Tør indsamling af kildesorteret køkken affald ⇒ lastbil ⇒ biogas

I dag indsamles der flere steder i landet kildesorteret husholdningsaffald fra køkkenerne som derefter bioforgasses. Affaldet sorteres i køkkenet hvor det kommer i papir- eller plastik poser, og lægges i en udendørs beholder der tømmes 26 – 52 gange pr. år. Affaldet transporteres til forbehandlingsanlæg hvor uorganiske dele frasorteres. Mængden af det indsamlede materiale der kan bioforgasses er højst hvor der indsamles i papirsposer da frasorteringen af plastposer i de øvrige anlæg ikke er optimal. I 1998 blev der behandlet 2-3000 tons husholdningsaffald i biogasfællesanlæggene (Møller, 1999). Regeringens affaldsplan 21 har som målsætning at der i år 2004 skal kunne behandles i størrelsesordenen 100.000 tons organisk husholdningsaffald i biogasfællesanlæg (Miljø- og energi ministeriet, 1999).

Samletanke ⇒ tankbil ⇒ biogas

Samletanke kan anvendes til indsamling af både urin, fækalier og køkkenaffald. Ved opsamling af køkkenaffald i en nedgravet tank bliver affaldet flydende og kan tømmes med en slamsluger en gang om året . Ved tømning af tanken kan der udføres kontrol med affaldets kvalitet og det kan vurderes om det er anvendeligt til bioforgasning og jordbrugsformål (Skjelhaugen, 1999b). Samme procedure kan udføres med samletanke for urin og fækalier.

Vakumtoiletter ⇒vakuumtransport ⇒biogas

I Lübeck i Tyskland er et pilotprojekt for 300 husstande under opførelse, hvor urin og fækalier transporteres til et biogasanlæg. Urinen og fækalierne opsamles med vakuum toiletter og transporteres med undertryk til biogasanlægget. Hvor indsamlet køkkenaffald iblandes inden bioforgasningen (Otterpohl, et al. 1997).

FUNKTION OG OPBYGNING

Funktion

Temperatur

De fleste erfaringer med bioforgasning i Danmark er gjort i temperatur området 20-52° C kaldet mesofil udrådning men de seneste år er termofil udrådning ved 52-60°C blevet mere udbredt. Sammenlignet med den mesofile udrådning er der en række fordele ved den termofile udrådning:

- Reduktion af opholdstiden i anlægget
- Effektiv destruktion af patogene organismer
- Bedre nedbrydning af langkædede syre
- Højere gasudbytte p.g.a. højere omsætningsgrad

Den væsentligste ulempe ved termofilbehandling er ;

- Det kræver større procesenergi

(Schmidt et al., 1998a)

Opbygning

Udover opdelingen i mesofile og termofileanlæg kan biogasanlæg opdeles i anlæg der behandler pumpbart affald, $TS < 10\%$, og anlæg der behandler fast affald $TS > 10\%$. I Danmark er der flest erfaringer med anlæg der behandler pumpbart affald, det eneste anlæg der udelukkende har behandlet fast affald var biogas anlægget i Helsingør der blev lukket på grund af lugtproblemer. Generelt er anlæggene til fast affald teknisk meget komplicerede og der sker ofte tekniske uheld. (Schmidt et al., 1998b).

Samudrådning

Et forholdsvis nyt koncept der er blevet anvendt med stor succes i flere biogafællesanlæg er at blande kildesorteret affald med gylle eller spildevandsslam. Herved undgår man de problemer der opstår ved behandling af fast affald alene. Dertil kommer at metan udbyttet forøges væsentligt ved at tilsætte fast affald til gyllen, da det typiske metanudbytte fra gylle er 20^3 m³/ton mens det er $30 - 50$ m³/ton fastaffald. (Schmidt et al., 1998b). Der er i dag fem anlæg der samudrådner kildesorteret husholdningsaffald, det er Studsgård og Sinding ved Herning, Varst-Fjellerad ved Aalborg, renselanlægget i Grindsted og Biogasanlægget i Århus (Møller, 1999).

BEGRÆNSNINGER FOR ANVENDELSE:

Det kan være problematisk at forgasse materialer med et højt ammonium indhold da ammonium kan inhibere processen. Ved termofil bioforgasning må ammonium / ammoniak indholdet ikke være over 4g./l mens ved mesofil bioforgasning må indholdet ikke overstige 6 g. /l Teknologier til behandling af affaldsprodukter fra mindre end 10.000 personer er der endnu ikke mange erfaringer med.

FORDELE:

Biogasanlæg har den store fordel i forhold til andre behandlingsformer at der produceres energi samtidig med at affaldet bliver stabiliseret og hygiejniseret. Derudover er det en fordel at landmændene kan være tilknyttet til anlæggene ved at de leverer gylle og de derfor ikke betragter det endelige produktet som affald. Den generende lugt der normalt er en følge af gylle udbringning kan stort set fjernes ved afgangningen i anlægget. (Taftdrup, Hjort-Gregersen, 1999)

ULEMPER:

Omkostningerne til anlæggelse af et biogas anlæg er høje i forhold til andre behandlingsteknologier. Driften af anlægget kræver at der er en stabil leverance af organisk materiale af den rette beskaffenhed, samt at der er stabil afsætning af det afgassede materiale. Der har været problemer med lugt fra enkelte anlæg. Bioforgasning af husholdningsaffald har et dårligt renommé på grund af ét større fejlslagent projekt.

AMMONIAK INHIBERING

Kvælstoffet i urinen er ved udsondring fra kroppen primært på urea form, men omdannes af urease enzymet til ammonium/ammoniak i løbet af få døgn. I køkkenaffald og fækalier findes kvælstof primært som proteiner der omsættes ved bakteriel aerob eller anerob nedbrydning.

En høj ammonium/ammoniak koncentration hæmmer biogasprocessen da ammoniak går ind og hæmmer de metanogene bakterier (Schmidt, 1998a). Andelen af ammonium der går på ammoniak form forøges ved stigende temperatur og pH, termofile anlæg er på grund af den høje temperatur derfor mere følsomme overfor for et højt ammonium indhold end mesofile anlæg.

I et termofilt anlæg ligger pH typisk på 8 i et sådan anlæg kan bioforgasningen forløbe med op til 4 g. ammonium/ ammoniak pr. liter. Hvis man vil være på den sikre side kører man med 3,5g. ammonium/ammoniak pr. liter. I et mesofilt anlæg kan bioforgasningen forløbe med op til 6g ammonium/ ammoniak. pr. liter (Angelidaki, 2000).

Hansen et. al. 1998 fandt at i svinegylle ved pH 8 med en ammonium/ammoniak koncentration på op til 6 g pr. liter kunne der stadig finde en nedbrydning sted ved 55°C. men at inhiberingen allerede begyndte ved 1,1 g. ammoniak pr. liter.

Den væsentligste kilde til ammonium i bygødningen er ,som det fremgår af tabel.1, urin hvor der er over 7g. ammonium/ammoniak pr. liter.

Tabel 1 Beregning af ammonium/ammoniak indhold for de enkelte affaldstyper pers. pr. år.

Affaldstype	Årlig produktion	N indhold	% på $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$ form	Andel på ammonium form
Urin	4311. (1)	4,0 kg (1)	94 % (2)	3,76 kg
Fækalier	75 l (1)	0,37 kg (1)	50 % (3)	0,19 kg
Køkkenaffald	73 l (1)	0,62 kg (1)	50 % (3)	0,31 kg
I alt	602	4,99 kg (1)		4,26 kg

(1) (Eilersen, 1999)

(2) (Målinger i Hyldespjældet, se kapitel 3)

(3) (estimeret)

Tabel 2 Beregning af ammonium indholdet i blandingen af køkkenaffald, urin og fækalier i pers. pr. år med forskellige TS indhold

	TS i %	Total vol.pers/år	Kg NH_4^+ / tons	g $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ liter
Ingen skyllevand	10,6	0,602	7(1)	7
Skyllevand	10	0,640	6,6	6,6
Skyllevand	2	3,20	1,3	1,3
Ved 4 g ammonium pr liter(2)	6	1,061	4,0	4,0

(1) Eksempel på beregning

$$(1/0,602) \times 4,26 = 7 \text{ kg pr. m}^3$$

(2) Beregningerne i tabel 2 viser at ved 10 % TS er ammonium/ammoniak indholdet højere end de 4 g/l der er tilrådeligt.

Hvad skal tørstofindholdet være for at nå under 4 g ammonium/ammoniak pr. liter ?

$$1 - (4 / 4,26) = 0,061$$

$$4,26 : 0,061 = 4,0 \cdot 10^6 \text{ pr.}$$

Tørstofindholdet skal ned på 6% for at processen kan forløbe med urin iblandet.

BIOGAS-POTENTIALE

Givet:

Den årlige produktion af køkkenaffald 87 kg vådvægt (pers/ år)

Den årlige produktion af fækalier 75 kg vådvægt(pers/år)

Den årlige produktion af urin 431 liter pers/år

Biogaspotentialer i Køkkenaffald

Biogaspotentialer pr. tons køkkenaffald er 150 – 240 Nm³ (Angelidaki, 1996)

Biogaspotentialer af den årlige mængde køkkenaffald fra en person er:

Biogaspotentialer for 1 kg er 0,150 – 0,240 Nm³ potentialer fra 87 kg er 13 - 21 m³ biogas

Biogaspotentialer i Fækalier

Biogas potentialer for fækalier sættes til det samme som for primærslam der er:

0,33 Nm³ CH₄ pr. kg. VS (Koordineringsudvalget for biogasfællesanlæg, 1991).

TS for fækalier er 13 kg pr. år (Eilersen, 1998) VS er da 13 x 0,8 = 10,4 VS

Biogaspotentialer for en persons årlige fækalie produktion er da 10,4 kg x 0,33 = 3,4 Nm³

Biogaspotentialer i Urin

Biogaspotentialer for urin sættes ligeledes til det samme som for primærslam der er

0,33 Nm³ pr. kg. VS (Koordineringsudvalget for biogasfællesanlæg, 1991)

TS indholdet for urin er 22 kg pr. år. (Eilersen 1998) VS er 22 x 0,8 = 17,6

kg/pers/år.

Biogaspotentialer for en persons årlige urin produktion er således 17,6 x 0,33 = 5,8 Nm³

Tabel 3 Biogaspotentialer pr. pers. pr. år

Affaldstype	Biogas potentialer i Nm ³
Køkkenaffald	16 – 25
Fækalier	3,4
Urin	5,8
I alt	25,2 - 34,2 gennemsnit 30

BEREGNING AF TØRSTOFINDHOLD.

Ved vådbioforgasning som anvendes på danske biogasanlæg skal tørstofindholdet ligge mellem 2 og 10 %. Ved anvendelse af konventionelle skyllevandsmængder vil

tørstofindholdet i toiletaffald og køkkenaffald ligge væsentligt under 2% tørstof. I det følgende er beregnet hvor meget skyllevand der kan anvendes hvis tørstof indholdet skal ligge på henholdsvis 2 og 10 %.

Tabel 4 TS indhold i de enkelte affaldsfraktioner pers/år

	TS/ år/ pers. i kg.	Volumen i liter	TS/vol i %
Køkkenaffald	29	73	40
Fækalier	13	75	17
Urin	22	431	5
I alt	64	579	11

Tabel 5 Beregning af hvor meget skyllevand der kan anvendes til toilet skyl ved forskellige tørstofmængder angivet i pers./år - når køkkenaffald, fækalier og urin tilføres biogasanlægget:

	TS i %	Andel skyllevand i liter
Uden skyllevand	11	0
Med skyllevand	10	$640 - 579 = 61^1$
Med skyllevand	2	$3200 - 579 = 2621$

Tabel 6 Beregning af hvor meget skyllevand der kan anvendes til toilet skyl ved forskellige tørstofmængder angivet i pers./år, når kun køkkenaffald og fækalier tilføres biogasanlægget:

	TS i %	Andel skyllevand i liter
Uden skyllevand	23	0
Med skyllevand	10	$420 - 148 = 272^2$
Med skyllevand	2	$2100 - 148 = 1952$

MASSEBALLANCE

På grund af urins store volumen og høje ammonium indhold kan det være en fordel ikke at tilføre det til biogasreaktoren. Til gengæld kan der være nogle hygiejniske og rationaliseringsmæssige fordele ved at behandle urinen sammen med fækalier og køkkenaffald i reaktoren, derfor er der både lavet mass flow for fækalier og køkkenaffald med og uden urin.

Tabel 7 Rensegrader og massestrømme for køkkenaffald og fækalier

		VS	TS	BOD	C	N	P	K
Ind – vandfase	kg/(pers·år)	30,6 ^{1,6}	38 ¹	18,3 ¹		1,0 ¹	0,3 ¹	0,5 ¹
Ud - med vand	"	6,2 – 22 ²	13 – 29 ²	-		1,0 ⁴	0,3 ⁴	0,5 ⁴
- med fast stof	"	0	0	-		0	0	0
- med luft	"	9 - 24 ⁵	9 - 24 ⁵	-	12 ⁷	-	-	-
Ophobes i anlæg	"	-	-	-		-	-	-
Omformet	"	-	-	-		-	-	-
Rensegrad	%	-	-	-		100	100	100

¹(Eilersen, 1998)

²(Schmidt, et al. 1998), VS reduceres med 30 – 80% under bioforgasning.

³(Ørstenblad, 1998)

⁴(Salomonsen, 2000) Der er ingen fraførsel med biogassen og det eneste andet produkt er afgasset masse.

⁵Egen beregning.

⁶(Energistyrelsens arbejdsgruppe for gårdbiogasanlæg) VS er sat til 80% af TS

⁷(kulstofindholdet i en Nm³ biogas er 500 gram)(Salomonsen, 2000)

Tabel 8 Rensegrader og massestrømme for urin, fækalier og køkkenaffald

		VS	TS	BOD	C	N	P	K
Ind – vandfase	kg/(pers·år)	51	64 ¹	20,1 ¹		5 ¹	0,8 ¹	1,4 ¹
Ud – med afgasset biomasse	"	10 – 36				5	0,8	1,4
- med fast stof	"					-	-	-
- med luft	"	15 – 41			15 ⁷	-	-	-
Ophobes i anlæg	"					-	-	-
Omformet	"					-	-	-
Rensegrad	%					100	100	100

¹ (Eilersen, 1998)

VURDERING AF KRITERIER:

Ressourceforbrug og miljøbelastning

Energiforbrug:

Tabel 9 Energiforbrug ved drift af biogas anlæg med køkkenaffald urin og fækalier

Toilettype	Vakuumtoilet med urinseparation	Urinsorterende Vippetoilet	Ekstra lavtskyllende WC
Mængde spildevand pr. pers. pr. År	1,9 m ³ .	2,0 m ³ .	3,3 m ³ .
Mængde biogas produceret pr. m ³ spildevand.	16 m ³	15 m ³	9 m ³
El forbrug i KWh/m ³ biogas	0,14 x 1,9 = 0,266	0,14 x 2,0 = 0,28	0,14 x 3,4 = 0,476
Varme MJ/ m ³ biogas	2,8 x 1,9 = 5,32	2,8 x 2,0 = 5,6	2,8 x 3,4 = 9,52
El forbrug pers pr. år	30 x 0,266 = 7,98 kWh.	30 x 0,28 = 8,4 kWh.	30 x 0,476 = 14,28 kWh.
Varme forbrug pers. pr. år	30 x 5,32 = 159,6 MJ=44,4 Kwh	30 x 5,6 = 168 MJ = 46,7 kwh	30 x 9,52 = 285,6 MJ=79,4
I alt	52 kwh	55,1 kwh	93,7 kwh

På baggrund energistyrelsen forudsætninger (Energistyrelsen ,1996) og de beregnede biogaspotentialer er følgende forholdstal anvendt i beregningerne i ovenstående skema:

Omregnings faktor for fællesanlæg ved vakuum toilet med urinsortering 30 / 16 = 1,9

Omregnings faktor for fællesanlæg ved vippetoilet med urinsortering 30/ 15 = 2,0

Omregnings faktor for fællesanlæg ved WC med ekstra lav skylle funktion 30/ 9 = 3,4

1kWh = 3,6 MJ

Tabel 10 Energiforbrug ved drift af biogas anlæg med køkkenaffald og fækalier uden urin

Toilettype	Vakuumtoilet med urinseparation	Urinsorterende Vippetoilet	Ekstra lavtskyllende WC
Mængde spildevand pr. pers. pr. År	0,9 m ³	1,0 m ³ .	2,4 m ³
Mængde biogas produceret pr. m ³ spildevand.	27 m ³	23 m ³	10 m ³
El forbrug i KWh/m ³ biogas	0,14 x 1,1 = 0,154	0,14 x 1,3 = 0,182	0,14 x 3,0 = 0,42
Varme MJ/ m ³ biogas	2,8 x 1,1 = 3,08	2,8 x 1,3 = 3,6	2,8 x 3,0 = 8,4
El forbrug pers pr. år	24 x 0,154 = 3,7 kWh.	24 x 0,182 = 4,4 kWh.	24 x 0,42 = 10,08 kWh.
Varme forbrug pers. pr. år	24 x 3,08 = 73,9 MJ= 20,5 Kwh	24 x 3,6 = 86,4 MJ = 24 kwh	24 x 8,4 = 201,6 MJ= 56
I alt	24,2	28,4 kwh	66,1 kwh

På baggrund energistyrelsen forudsætninger (Energistyrelsen, 1996) og de beregnede biogaspotentialer er følgende forholdstal anvendt i beregningerne i ovenstående skema:

Omregnings faktor for fællesanlæg ved vakuum toilet med urinsortering $30 / 27 = 1,1$

Omregnings faktor for fællesanlæg ved vippetoilet med urinsortering $30 / 23 = 1,3$

Omregnings faktor for fællesanlæg ved WC med ekstra lav skylle funktion $30 / 10 = 3,0$

1kWh = 3,6 MJ

Tabel 11 Energiregnskab ved bioforgasning af urin, fækalier og køkkenaffald, kWh/(person·år).

Toilettype	Vakuumtoilet med urinseparation	Urinsorterende Vippetoilet	Ekstra lavtskyllende WC
Energigenvinding i form af biogas (1)	194	194 kWh	194 kWh
Energigenvinding ved gødning (2)	76,4 kWh	76,4 kWh	76,4kWh
Energiforbrug til transport (3)	24 kWh	27kWh	44 kWh
Energi forbrug ved bioforgasning (4)	52 kWh	55,1 kWh	93,7 kWh
Energiproduktion	194,4 kWh	188,3 kWh	132,7 kWh

Tabel 12 Energiregnskab ved bioforgasning af fækalier og køkkenaffald pers/år

Toilettype	Vakuumtoilet med urinseparation	Urinsorterende Vippetoilet	Ekstra lavtskyllende WC
Energigenvinding i form af biogas pr. pers/år (1)	155 kWh	155 kWh	155 kWh
Energigenvinding ved gødning pr. pers/år (2)	16,32kWh	16,32kWh	16,32 kWh
Energiforbrug til transport (3)	12 kWh	13 kWh	32 kWh
Energi forbrug ved bioforgasning pers/år (4)	24,2 kWh	28,4 kWh	66,1 kWh
Energiproduktion	135,1kWh	129,9 kWh	73,2 kWh

Recirkuleringspotentiale

		SS	BOD	COD	C	N	P	K
Opsamlet i væske	g/(pers·år)					1000	300	555
Opsamlet i fast stof	”					0	0	0
Opsamlet i luft	”					0	0	0
Recirkuleringspotentiale i alt	”					1000	300	555

Tabel 13, Recirkuleringspotentiale:

Tabel med angivelse af det samlede recirkuleringspotentiale for enhedprocessen, og den mængde stof der potentiel kan opsamles på væske, faststof og luftfase.

Økonomi

Økonomi for biogasanlæg til urin, fækalier og køkkenaffald

Tabel 14. Investerings og drifts omkostninger for hele biogasanlæg til 20.000 personer.

	Fællesanlæg	Fællesanlæg	Fællesanlæg	Fællesanlæg
Toilettype		Vakuumtoilet med urinseparation	Vippetoilet med urinseparation	Ekstra lavtskyl WC
Antal personer og ts % (3)	20.000 2 % TS	20.000 pers. TS større end 2%	20.000 pers. TS større end 2%	20.000 pers. TS mindre end 2%
M ³ biogas pr. Døgn	1644 m ³ biogas	1644 m ³ biogas	1644 m ³ biogas	1644 m ³ biogas
Investering i Kr. pr. m ³ biogas/døgn (1)	3400	3400	3400	3400
Investering (2)	17.886.720 kr.	10.620.240 kr.	11.179.200 kr.	19.004.640 kr.
Drift og vedligehold kr. pr. m ³ biogas (1)(2)	3,2 kr.	1,9 kr.	2,0 kr.	3,4 kr.
Pr. år.	1.920.000 kr.	1.140.000 kr.	1.200.000 kr.	2.040.000 kr.
Anlæggets levetid i år (1)	20	20	20	20
Udgift pr. pers pr. år D&V	96 kr.	57 kr.	60	102 kr.

(1)(Energistyrelsen, 1996)

(2)(Egne beregninger) eksempel(3400 x 1644) =
5.589.600 x 2.0=
11.179.200 kr

(3) Som det fremgår af afsnittet "Beregning af TS indholdet" så skal TS indholdet i det materiale der skal vådbioforgasses ligge mellem 2 og 10% tørstof. Som det fremgår af beregningerne er TS indholdet i materialet opsamlet fra det ekstra lavtskylende WC mindre end 2 % der skal derfor tilsættes andet materiale til spildevand opsamlet fra dette toilet hvis TS skal være over 2 % det kan f.eks. husdyrgødning, industriaffald eller lignende.

(4) Investeringer samt drift og vedligehold er for komplette anlæg incl. Transportudstyr men excl. Energiomsætningsanlæg og lagertanke hos landmændene.

Beregning af forholdstal:

Som forudsætning for økonomiberegningerne i (Energistyrelsen ,1996) er sat, at der udvindes 30 m³ biogas pr. tons affald i fællesanlæggene. Ved bioforgasning af urin fækalier og køkkenaffald udvindes der pr. person årligt 30m³ biogas. Den samlede mængde affald der genereres pr. person incl. Skyllevand i de forskellige typer toiletsystemer er herunder beregnet.

Urinsort, vakuumtoilet:

Skyllevand 3,4 x 365 = 1241 l. i alt 1876

Urinsortende vippetoilet:

Skyllevand 3,8 x 365 = 1387 l. i alt 2021

Urinsortende ekstra lavtskyllende WC:

Vol. 75 + 430 + 130 = 635 skyllevand 7,4 x 365 = 2701 l. i alt 3.336 l.

På baggrund energistyrelsen forudsætninger og de beregnede potentialer er følgende forholdstal anvendt i beregningerne i ovenstående skema :

Omregningsfaktor ved 2% ts	30/9,4 = 3,2
Omregnings faktor for fællesanlæg ved vakuum toilet med urinsortering	30 / 16 = 1,9
Omregnings faktor for fællesanlæg ved vippetoilet med urinsortering	30/ 15 = 2,0
Omregnings faktor for fællesanlæg ved WC med ekstra lav skylle funktion	30/ 9 = 3,4

Tabel 15 Priser i kr./ (person·år) og kr./ (m³·år) for et anlæg til bioforgasning af urin, fækalier og køkkenaffald. Biogasanlægget er dimensioneret til 20.000 personer, installationer i boligen (samletank rørsystem etc.) er dimensioneret til en husstand med tre personer. Levetiden for anlægget er sat til 20 år og renten er sat til 6 %. Der er regnet med en transportvej på 25 km.

Priser er angivet i følgende rækkefølge:

Anlæg: (Rør og brønde) + (Samletank) + (bioforgasningsanlæg).

Drift: (Rør og brønde) + (tømning og transport) + (bioforgasningsanlæg)

Affaldsform	Fækalier urin og køkkenaffald		Fækalier urin og køkkenaffald		Fækalier urin og køkkenaffald	
Toilettype	Urinsortende vakuumtoilet		Urinsortende vippetoilet		Ekstra lavtskyllende wc urin s.	
Vol prod/pers	1,8		2,0		3,3	
Tankstørrelse	6		6		6	
	Kr./person	Kr/m ³	Kro/person	Kr/m ³	Kr./person	Kr/m ³
Anlæg	584 + 523 + 46	228 + 290 + 25	584 + 523 + 49	205 + 261 + 25	584 + 523 + 83	124 + 158 + 25
Drift	100 + 394 + 57	56 + 223 + 10	100 + 438 + 60	50 + 223 + 30	100 + 722 + 102	30 + 223 + 10
I alt	1704	832	1754	794	2114	570

Tabel 16 Nutidsværdien pr. person angivet i kr./ (person·år) og kr./ (m³·år) for et anlæg til bioforgasning af urin ,fækalier og køkkenaffald. Biogasanlægget er dimensioneret til 20.000 personer, installationer i boligen (samletank rørsystem etc.) er dimensioneret til en husstand med tre personer. Levetiden er sat til 20 år og renten til 6%.

Priser er angivet i følgende rækkefølge:

Anlæg: (Rør og Brønde) + (Samletank) + (bioforgasningsanlæg).

Drift: (Rør og brønde) + (tømning og transport) + (bioforgasningsanlæg)

Spildevandstype			
	Urinsorterende vakuum	Urinsorterende vippetoilet	Ekstra lavt skyllende WC
Vol prod/person	1,8	2,0	3,3
Tankstørrelse	6	6	6
Nutidsværdi af:			
Anlæg	6700 + 6000 + 531	6700 + 6000 + 558	6700+ 6000 + 950
Drift	1147 + 4519 + 653	1.147 + 5023 + 688	1147 + 8281 + 1169
I alt	19.550	20.116	24.272

Økonomi for biogasanlæg til fækalier og køkkenaffald

Tabel 17 Økonomi for biogasanlæg til fækalier og køkkenaffald uden urin

	Fællesanlæg	Fællesanlæg	Fællesanlæg	Fællesanlæg
Toilettype		Vakuumtoilet med urinseparation	Vippetoilet med urinseparation	Ekstra lavtskyl WC
Antal personer og ts % (3)	20.000 2 % TS	20.000 pers. TS > 2%	20.000 pers. TS > 2%	20.000 pers. TS < 2%
M ³ biogas pr. døgn	480.000 : 365 = 1315 m ³ biogas	480.000 : 365 = 1315 m ³ biogas	480.000 : 365 = 1315 m ³ biogas	480.000 : 365 = 1315 m ³ biogas
Investering i Kr. Pr. m ³ biogas/døgn (1)	3400	3400	3400	3400
Anlægs Investering (2)	(3400 x 1315) 4.471.000 x 2,7 = 12.071.700 kr.	(3400 x 1315) = 4.471.000 x 1,1 = 4.918.100 kr.	(3400 x 1315) = 4.471.000 x 1,3 = 5.812.300 kr.	(3400 x 1315) = 4.471.000 x 3,0 = 13.413.000 kr.
Investering pr. pers.	1 x 3,2 = 3,2 kr.	246 kr.	291 kr.	671 kr.
Drift og vedligehold kr. Pr. m ³ biogas (1)(2)	1 x 2,7 = 2,7	1 x 1,1 = 1,1	1 x 1,3 = 1,3	1 x 3,0 = 3,0
Pr. År.	1.296.000 kr.	528.000 kr.	624.000 kr.	1.440.000 kr.
Anlæggets levetid i år (1)	20	20	20	20
Udgift pr. pers pr. år D&V	65 kr.	26 kr.	31	72 kr.

Investerings omkostninger

(1) Energistyrelsen

Som forudsætning for økonomiberegningerne i (Energistyrelsen ,1996) er sat at der udvindes 30 m³ biogas pr. tons affald i fællesanlæggene. Ved bioforgasning af fækalier og køkkenaffald udvindes der pr. person årligt 24m³ biogas. Den samlede mængde affald der genereres pr. person incl. Skyllevand i de forskellige typer toiletsystemer er:

Med 2% ts	2100 l.
For det urinsortende vakuumtoilet	892 l
Urinsortvippetoilet	1038 l
For de urinsortende ekstra lavtskyllende WC	2352 l.

$$24 : 2,100 = 11 \text{ m}^3 \text{ biogas pr. m}^3 \text{ materiale}$$

$$24 : 0,892 = 27 \text{ m}^3 \text{ biogas pr. m}^3 \text{ materiale}$$

$$24 : 1,038 = 23 \text{ m}^3 \text{ biogas pr. m}^3 \text{ materiale}$$

$$24 : 2,352 = 10 \text{ m}^3 \text{ biogas pr. m}^3 \text{ materiale}$$

På baggrund energistyrelsen forudsætninger og de beregnede potentialer er følgende forholdstal anvendt i beregningerne i ovenstående skema :

$$\text{Omregningsfaktor for fællesanlæg med 2\% tørstof} \quad 30 / 11 = 2,7$$

$$\text{Omregnings faktor for fællesanlæg ved vakuum toilet med urinsortering} \quad 30 / 27 = 1,1$$

$$\text{Omregnings faktor for fællesanlæg ved vippetoilet med urinsortering} \quad 30 / 23 = 1,3$$

$$\text{Omregnings faktor for fællesanlæg ved WC med ekstra lav skylle funktion} \quad 30 / 10 = 3,0$$

Tabel 18. Priser i kr./ (person·år) og kr./ (m³·år) for et anlæg til håndtering af fækalier og køkkenaffald til bioforgasning, inklusiv forrentning og afskrivning og drift. Der laves beregning dels for et ekstra lavt skylende sorterende WC dels for et sorterende vakuum toilet og dels for et urinsortende vippetoilet. Ved 25 km transport. Priser er angivet i følgende rækkefølge:

Anlæg: (Rør og brønde) + (Samletank) + (bioforgasningsanlæg).

Drift: (Rør og brønde) + (tømning og transport) + (bioforgasningsanlæg)

Affaldsform	Fækalier og køkkenaffald		Fækalier og køkkenaffald		Fækalier og køkkenaffald	
Toilettype	Urinsortende vakuumtoilet		Urinsortende vippetoilet		Ekstra lavtskyllende wc urin s.	
Vol prod/pers	0,9		1,0		3,0	
Tankstørrelse	6		6		6	
	Kr./person	Kr/m ³	Kr./person	Kr/m ³	Kr. /person	Kr/m ³
Anlæg	584+523+21	648+581+23	584+523+26	584+523+26	584+523+59	195+174+20
Drift	100+197+26	111+219+29	100+219+31	100+219+31	100+656+72	33+219+24
I alt	1451	1611	1483	1483	1994	665

Tabel 19 Nutidsværdien pr. person af et anlæg med en levetid på 20 år. Priser er angivet i følgende rækkefølge:

Anlæg: (Rør og Brønde) + (Samletank) + (bioforgasningsanlæg).

Spildevandstyp	Fækalier og køkkenaffald	Fækalier og køkkenaffald	Fækalier og køkkenaffald
	Urinsorterende vakum	Urinsorterende vippetoilet	Ekstra lavt skyllende WC
Vol prod/pers	0,9	1,0	3,0
Tankstørrelse	6	6	6
Nutidsværdi af:			
Anlæg	6700+6000+246	6700+6000+291	6700+6000+671
Drift	1147+2260+298	1147+2512+356	1147+7524+ 826
I alt	16.651	17.006	22.868

Drift: (Rør og brønde) + (tømning og transport) + (bioforgasningsanlæg)

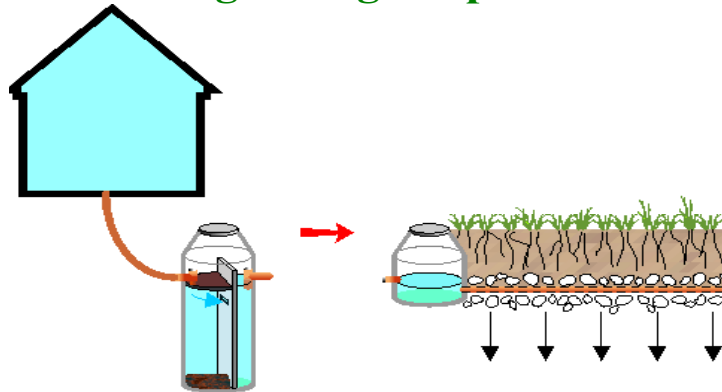
Vurdering af kriterier

Kriterium	Vurdering 1=dårligst 10=bedst	Vurdering i ord
Hygiejne lokalt	8	Køkkenaffald, fækalier og urin opsamles lokalt.
Arbejds miljø	7	Der kan opstå problemer ved arbejde med samletankene. Der er ingen direkte kontakt med materialet ved bioforgasningen
Driftsikkerhed og vedligeholdelse	6	Driftsikkerheden for biogasanlægget er rimelig stor. Driftsikkerheden for opsamlingsystemet til hhv. urin alene, og fækalier og køkkenaffald sammen er mindre, og kravet til vedligeholdelse større.
Teknologisk stade	5	Teknologien for biogasanlæg er velafprøvet.
Brug og renholdning	5	Biogasanlægget stiller større krav til brug og rengøring. Toilettet skal være urinsorterende og vand-besparende.
Lokal deltagelse	6	Køkkenaffaldet skal sorteres. Urin opsamlingen og bioforgasningen stiller krav til valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Robusthed	6	Bioforgasningsdelen afhænger af at brugerne sorterer køkkenaffaldet i de rigtige fraktioner, og af korrekt valg og anvendelse af rengøringsmidler.

Fleksibilitet	7	Relativt fleksibelt overfor ændringer i affaldshåndteringen.
---------------	---	--

Bilag 2G

Nedsivningsanlæg til spildevand



FORMÅL OG ANVENDELSE

Bortledning af spildevand i områder hvor forholdene tillader det. Kan være en løsning hvor toilet affaldet indsamles med henblik på genanvendelse.

RELATION TIL ANDRE SYSTEMKOMPONENTER

Det samlede nedsivningsanlæg består af et tilledningsystem inkl. brønd, en bundfældningstank/septiktank, ledning til nedsivningsanlægget og selve nedsivningsanlægget med sivedræn/fordelerrør og evt. pumpestation.

FUNKTION OG OPBYGNING

Funktion

Septiktanken fjerner en del af det suspenderede stof så nedsivningsanlægget ikke tilstoppes. Spildevandet ledes til nedsivningsanlægget ved gravitation eller pumpe, og siver her ned i jorden via et infiltrationsområde. Det behandlede vand ledes enten til grundvandszonen eller opsamles i drænrør for genanvendelse. Driften bør være diskontinueret for at undgå tilklokning.

Opbygning

Tilledningen til septiktanken bør etableres så ophvirvling af slam undgås. Tanken skal være opdelt i mindst 2 og maksimalt 3 kamre. Spildevandet ledes til et infiltrationsområde via drænrør. Det er vigtigt at vandet fordeles ligeligt på drænstrengene, hertil anvendes fordelingsbrønde, evt. med indbyggede doseringsanordninger. Fordelingen kan ske ved gravitation eller ved pumpning. Jorden skal være egnet til nedsivning. (Miljøstyrelsen, 1999).

Dimensionering

Se beskrivelsen under komponenterne septiktank og nedsivningsanlæg.

BEGRÆNSNINGER FOR ANVENDELSE:

Kan kun anvendes hvor nedsivning af spildevand ikke er i modstrid med de lokale grundvandsinteresser. Afstanden til højeste grundvandsspejl skal være mindst 1 meter. Ved højt grundvandsspejl kan sivedrænet etableres som et hævet nedsivningsanlæg, hvilket dog kræver at vandet skal pumpes op i anlægget. Der skal være mindst 300 m's afstand til vandindvindingsanlæg, og anlægget skal placeres nedstrøms. Denne afstand kan dog nedsættes under særlige forhold. Afstanden til vandløb, søer og havet skal være mindst 25 m.

FORDELE:

Meget enkel teknologi. Ingen mekanik / eller kun en pumpe. Ringes risiko for driftsforstyrrelser. Mange gode erfaringer med teknologien. Septiktanken skal tømmes med slamsuger nogle gange om året. For at vedligeholde driften af anlægget kan det være nødvendigt med en højtryksspuling af sivedrænet hvert 5.-10. år, ellers ingen vedligeholdelse. Ingen drift problemer om vinteren, spildevandets temperatur holder infiltrationsområdet frostfrit.

ULEMPER:

Septiktanken kan give lugt problemer. Nedsivningsanlægget er arealkrævende ved etablering. Efter etablering kan arealet dog anvendes igen til have. Risiko for forurening af grundvand.

Svært at kontrollere rensningen af det nedsivende vand.

MASSEBALANCER:

Skønnet på baggrund af : Jørgensen (1991), Miljøstyrelsen (1999), Winter et al. (1998).

Tabel 1. Rensegrader og massestrømme for nedsivningsanlæg for sort spildevand.

		SS	BOD	COD	N	P	K
Ind - vandfase	kg/(pers.år)	18,25	21,90	47,45	5,11	0,91	1,57
Ud - med vand	"	0,55	1,50	6,60	3,90	0,20	1,30
- med fast stof	"	4,55	3,30	7,13	0,41	0,09	0,17
- med luft	"				0,50	0	0
Omformet	"	12,25	17,1	30,42	0	0	0
Ophobet i anlæg		0,90	0	3,30	0,30	0,62	0,1
Rensegrad af vandfasen	%	97	93	86	24	78	17

Tabel 2. Rensegrader og massestrømme for nedsivningsanlæg for gråt spildevand og fækalier.

		SS	BOD	COD	N	P	K
Ind - vandfase	kg/(pers.år)	13,00	20,10	41,70	1,11	0,36	0,67
Ud - med vand	"	0,39	1,41	5,84	0,84	0,08	0,56
- med fast stof	"	3,24	3,03	6,27	0,09	0,04	0,07
- med luft	"				0,11	0	0
Omformet	"	8,73	15,66	26,69	0	0	0

Ophobet i anlæg		0,64	0	2,90	0,07	0,24	0,04
Rensegrad af vandfasen	%	97	93	86	24	77	17

Tabel 3. Rensegrader og massestrømme for samlet nedsivningsanlæg for gråt spildevand.

		SS	BOD	COD	N	P	K
Ind - vandfase	kg/(pers.år)	7,30	12,800	19,700	0,74	0,18	0,30
Ud - med vand	"	0,22	0,90	2,74	0,57	0,04	0,25
- med fast stof	"	1,80	1,90	2,96	0,06	0,02	0,03
- med luft	"				0,07	0	0
Omformet	"	4,72	10,0	12,63	0	0	0
Ophobet i anlæg		0,56		1,37	0,04	0,12	0,02
Rensegrad af vandfasen	%	97	93	86	23	77	17

VURDERING AF KRITERIER:

Ressourceforbrug og miljøbelastning

Lugt: Lugtgener fra svovlbrinte kan opstå.

Energiforbrug:

Anlæg: kWh/(år·person) (Den miljømæssige energifafskrivning, forudsat at anlæggets levetid er 20 år).

Gråt spildevand:

Drift, til tømning af septiktank og transport af slam 2 kWh/(person·år) og 1 kWh til pumpning af spildevand.

Substitution af kunstgødning ved recirkulering af slam: 1 kWh/(person·år).

Gråt spildevand sammen med fækalier:

Drift, til tømning af septiktank og transport af slam 3 kWh/(person·år) og 1 kWh til pumpning af spildevand.

Substitution af kunstgødning ved recirkulering af slam: 1,6 kWh/(person·år).

Sort spildevand:

Drift, til tømning af septiktank og transport af slam 4 kWh/(person·år) og 1 kWh til pumpning af spildevand.

Substitution af kunstgødning ved recirkulering af slam: 6,5 kWh/(person·år).

Areal forbrug: 5-10 m²/person

Tabel 4. Recirkuleringspotentiale for samlet nedsivningsanlæg for sort spildevand.

Skønnet på baggrund af : Jørgensen (1991), Miljøstyrelsen (1999), Winter et al. (1998).

		SS	BOD	COD	N	P	K
Vandbåren	kg/(pers.år)	0,55	1,50	6,60	3,90	0,20	1,30
Fast stof	"	4,55	3,30	7,13	0,41	0,09	0,17
Luft båren	"	0	0	0	0,50	0	0
Recirkuleringspotentiale i alt	"	5,1	4,8	13,73	4,81	0,29	1,47

Tabel 5. Recirkuleringspotentiale for samlet nedsivningsanlæg for fækalier og gråt spildevand. Skønnet på baggrund af: Jørgensen (1991), Miljøstyrelsen (1999), Winter et al. (1998).

		SS	BOD	COD	N	P	K
Vandbåren	kg/(pers·år)	0,39	1,41	5,84	0,84	0,08	0,56
Fast stof	”	3,24	3,03	6,27	0,09	0,04	0,07
Luft båren	”				0,11	0	0
Recirkuleringspotentiale i alt	”	3,63	4,44	12,11	1,04	0,12	0,63

Tabel 6. Recirkuleringspotentiale for samlet nedsivningsanlæg for gråt spildevand. Skønnet på baggrund af: Jørgensen (1991), Miljøstyrelsen (1999), Winter et al. (1998).

		SS	BOD	COD	N	P	K
Vandbåren	kg/(pers·år)	0,22	0,90	2,74	0,57	0,04	0,25
Fast stof	”	1,80	1,90	2,96	0,06	0,02	0,03
Luft båren	”				0,07	0	0
Recirkuleringspotentiale i alt	”	2,02	2,8	5,7	0,7	0,06	0,28

Økonomi

Følgende priser (tabel 7 - tabel 14) er skønnet på baggrund af: Jørgensen (1991), Jørgensen et al. (1992), Nordjysk udvalg for landboret, Kommuneforeningen i Nordjylland og Nordjyllandsamt (1998), V & S Byggedata (1999) og Vatnan et al. (2000).

Sort spildevand eller fækalier sammen med gråt spildevand:

Tabel 7. Priser i kr./(person·år) og kr./(m³·år) for et anlæg uden pumpe til nedsivning af gråt spildevand og fækalier eller sort spildevand. Priser er angivet i følgende rækkefølge: (rør + brønde) + (septiktank) + (nedsivningsanlæg).

Affaldsform	Gråt spildevand og fækalier		Gråt spildevand og fækalier		Gråt spildevand og fækalier	
Vol prod/pers	44 m ³		44 m ³		44 m ³	
Antal personer	5		30		70	
Tank-/Areal størrelse	2 m ³ / 30 m ²		12 m ³ / 1 80 m ²		26 m ² / 420 m ²	
	kr/pers	kr/m ³	kr/pers	kr/m ³	kr/pers	kr/m ³
Anlæg	350+ 262 + 260	19,8	260 + 145 + 222	14,3	175 + 135 + 209	11,8
Drift	200 + 91 + 100	8,9	150 + 63 + 70	6,4	100 + 48 + 40	4,3
I alt	1.263	28,7	910	20,7	707	16,1

Der er regnet med en levetid på 20 år og en rente på 6%.

Tabel 8. Nutidsværdien pr. person af et anlæg uden pumpe til nedsivning af gråt spildevand og fækalier eller sort spildevand.

Priser er angivet i følgende rækkefølge: (rør + brønde) + (septiktank) + (nedsivningsanlæg).

Spildevandstype	Gråt spildevand og fækalier	Gråt spildevand og fækalier	Gråt spildevand og fækalier
Vol prod/pers	44 m ³	44 m ³	44 m ³
Antal personer	5	30	70
Tank-/Areal størrelse	2 m ³ / 30 m ²	12 m ³ / 180 m ²	26 m ² / 420 m ²
Nutidsværdi af:			
Anlæg	4.000 + 3.000 + 3.000	3.000 + 1.670 + 2.550	2.000 + 1.500 + 2.400
Drift	2.290 + 1.044 + 1.150	1.720 + 723 + 803	1.150 + 551 + 459
I alt	14.484	10.466	8.060

Der er regnet med en levetid på 20 år og en rente på 6%.

Tabel 9. Priser i kr./(person·år) og kr./(m³·år) for et anlæg med pumpe til nedsivning af gråt spildevand og fækalier eller sort spildevand. Priser er angivet i følgende rækkefølge:

(rør + brønde) + (septiktank) + (nedsivningsanlæg med pumpe).

Affaldsform	Gråt spildevand og fækalier		Gråt spildevand og fækalier		Gråt spildevand og fækalier	
Vol prod/pers	44 m ³		44 m ³		44 m ³	
Antal personer	5		30		70	
Tank-/Areal størrelse	2 m ³ / 30 m ²		12 m ³ / 180 m ²		26 m ² / 420 m ²	
	kr/pers	kr/m ³	kr/pers	kr/m ³	kr/pers	kr/m ³
Anlæg	350 + 262 + 350	21,9	260 + 145 + 290	15,8	175 + 135 + 260	13,0
Drift	200 + 91 + 200	11,2	150 + 63 + 170	8,7	100 + 48 + 140	6,5
I alt	1.453	33,1	1.078	24,5	858	19,5

Der er regnet med en levetid på 20 år og en rente på 6%.

Tabel 10. Nutidsværdien pr. person af et anlæg med pumpe til nedsivning af gråt spildevand og fækalier eller sort spildevand. Priser er angivet i følgende rækkefølge: (rør + brønde) + (septiktank) + (nedsivningsanlæg med pumpe). Der er regnet med en levetid på 20 år og en rente på 6%.

Spildevandstype	Gråt spildevand og fækalier	Gråt spildevand og fækalier	Gråt spildevand og fækalier
Vol prod/pers	44 m ³	44 m ³	44 m ³
Antal personer	5	30	70

Tank-/Areal størrelse	2 m ³ / 30 m ²	12 m ³ / 1 80 m ²	26 m ² / 420 m ²
Nutidsværdi af:			
Anlæg	4.000 + 3.000 + 4.000	3.000 + 1.670 + 3.350	2.000 + 1.500 + 3.000
Drift	2.290 + 1.044 + 2.290	1.720 + 723 + 1.950	1.150 + 551 + 1.600
I alt	16.624	12.413	9.801

Gråt spildevand

Tabel 11. Priser i kr./ (person·år) og kr./ (m³·år) for et anlæg til nedsivning af gråt spildevand uden pumpe. Priser er angivet i følgende rækkefølge: (rør + brønde) + (septiktank) + (nedsivningsanlæg). Der er regnet med en levetid på 20 år og en rente på 6%.

Affaldsform	Gråt spildevand		Gråt spildevand		Gråt spildevand	
Vol prod/pers	37 m ³		37 m ³		37 m ³	
Antal personer	5		30		70	
Tank-/Areal størrelse	1,6 m ³ / 30 m ²		6 m ³ / 130 m ²		14 m ² / 300	
	kr/pers	kr/m ³	kr/pers	kr/m ³	kr/pers	kr/m ³
Anlæg	350 + 245 + 260	23,1	260 + 75 + 175	13,8	175 + 70 + 160	10,9
Drift	200 + 79 + 100	10,2	150 + 35 + 85	7,3	100 + 25 + 50	4,7
I alt	1.234	33,3	780	21,1	580	15,6

Tabel 12. Nutidsværdien pr. person af et anlæg til nedsivning af gråt spildevand uden pumpe. Priser er angivet i følgende rækkefølge: (rør + brønde) + (septiktank) + (nedsivningsanlæg).

Spildevandstype	Gråt spildevand	Gråt spildevand	Gråt spildevand
Vol prod/pers	37 m ³	37 m ³	37 m ³
Antal personer	5	30	70
Tank-/Areal størrelse	1,6 m ³ / 30 m ²	6 m ³ / 130 m ²	14 m ² / 300
Nutidsværdi af:			
Anlæg	4.000 + 2.800 + 3.000	3.000 + 840 + 2.000	2.000 + 790 + 1.800
Drift	2.290 + 906 + 1.150	1.720 + 400 + 970	1.150 + 290 + 570
I alt	14.146	8.930	6.600

Der er regnet med en levetid på 20 år og en rente på 6%.

Tabel 13. Priser i kr./ (person·år) og kr./ (m³·år) for et anlæg til nedsivning af gråt spildevand med pumpe. Priser er angivet i følgende rækkefølge:
(rør + brønde) + (septiktank) + (nedsivningsanlæg med pumpe).

Affaldsform	Gråt spildevand		Gråt spildevand		Gråt spildevand	
Vol prod/pers	37 m ³		37 m ³		37 m ³	
Antal personer	5		30		70	
Tank-/Areal størrelse	1,6 m ³ / 30 m ²		6 m ³ / 130 m ²		14 m ² / 300	
	kr/pers	kr/m ³	kr/pers	kr/m ³	kr/pers	kr/m ³
Anlæg	350+ 245 + 350	25,5	260 + 75 + 244	15,6	175 + 70 + 209	12,3
Drift	200 + 79 + 200	12,9	150 + 35 + 185	10,0	100 + 25 + 150	7,4
I alt	1.424	38,4	949	25,6	729	19,7

Der er regnet med en levetid på 20 år og en rente på 6%.

Tabel 14. Nutidsværdien pr. person af et anlæg til nedsivning af gråt spildevand med pumpe. Priser er angivet i følgende rækkefølge:

(rør + brønde) + (septiktank) + (nedsivningsanlæg med pumpe).

Spildevandstype	Gråt spildevand	Gråt spildevand	Gråt spildevand
Vol prod/pers	37 m ³	37 m ³	37 m ³
Antal personer	5	30	70
Tank-/Areal størrelse	1,6 m ³ / 30 m ²	6 m ³ / 130 m ²	14 m ² / 300
Nutidsværdi af:			
Anlæg	4.000 + 2.800 + 4.000	3.000 + 840 + 2.800	2.000 + 790 + 2.400
Drift	2.290 + 906 + 2.290	1.720 + 400 + 2.120	1.150 + 290 + 1.720
I alt	16.286	10.880	8.350

Hygiejne og sikkerhed

Hygiejne lokalt: Giver ikke anledning til overførsel af smitstoffer i husstanden.
Eventuelle

problemer med overførsel af smitstoffer, vil enten være til udløbet til recipient eller ved nedsivning til grundvandet.

Arbejds miljø: Ved tømning af septiktank med slamsuger er mulighederne for smitstof overførsel meget små. Lugtgener fra svovlbrinte kan opstå.

Drift og vedligeholdelse

Drift: Septiktanken tømmes med slamsuger 1 gang årligt. Fordeler- eller pumpebrønden til nedsivningsanlægget inspiceres for aflejringer en gang om året. Evt. bundslam fjernes. Evt. pumper tilses og kontrolleres mindst hvert andet år, ligesom flyderkontakten kontrolleres mindst en gang om året.

Vedligeholdelse: Spuling af fordelerrør hvert andet år

Driftsikkerhed: : Meget driftsikker, når man er påpasselig med hvad der tilføres septiktanken. Ting der ikke kan omsættes ved den anaerobe omsætning bør ikke tilledes, såsom kaffegrums, klude, bleer. Derudover bør man begrænse brugen af rengøringsmidler såsom kalkfjerner og wc-rens der kan hæmme de biologiske omsætninger.

Teknologisk stade: Meget velafprøvet og veldokumenteret.

Brug og renholdning

Nedsivningsanlægget stiller krav til valg og anvendelse af rengøringsmidler.

Lokal udvikling

Lokal deltagelse: Decentral / lokal løsning, for mindre ejendomme.

Indflydelse på beslutninger: Funktionen af anlægget afhænger af brugernes ansvarlighed.

Tabel 15. Vurdering af kriterier

Kriterium	Vurdering 1=dårligst 10=bedst	Vurdering i ord
Hygiejne lokalt	8	Giver ikke anledning til overførsel af smitstoffer i husstanden. Eventuelle problemer med overførsel af smitstoffer, vil enten være til udløbet til recipient eller ved nedsivning til grundvandet.
Arbejds miljø	8	Ved tømning af septiktank med slamsuger er mulighederne for smitstof overførsel meget små. Lugtgener fra svovlbrinte kan opstå.
Driftsikkerhed og vedligeholdelse	7	Driftsikkerheden for nedsivningsanlægget er rimelig høj, når man er påpasselig med hvad der tilføres septiktanken. Ting der ikke kan omsættes ved den anaerobe omsætning bør ikke tilledes. Derudover bør man begrænse brugen af rengøringsmidler der kan hæmme de biologiske omsætninger
Teknologisk stade	9	Lav teknologisk. Nedsivning er en teknologi der har været afprøvet igennem de sidste 50 år.
Brug og renholdning	7	Nedsivningsanlægget stiller krav til valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Lokal deltagelse	5	Nedsivningsanlægget stiller krav til valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Robusthed	7	Nedsivningsanlæggets effektivitet afhænger af korrekt valg og anvendelse af rengøringsmidler.
Fleksibilitet	8	Fleksibelt overfor ændringer i affaldshåndteringen.

Referencer :

- Angelidaki I. (2000) Personlig kommunikation DTU.
- Angelidaki I. Hendriksen H.V. Mathrani I.M. Schmidt J.E. Sørensen H. Ahring B.K. (1996). The Biogas Proces, Lecture notes for energy from biomass. DTU. Lyngby.
- Bøckerman O.C. Kaarsted O. Lie O.H. Richards I. (1991). Landbruk og gjødsling. Landbruksdivisjonen, Norsk Hydro a.s, Oslo, Norge.
- Christensen T.H. og K. Tønning (1998). Kildesorteret affald. S. 53-66 i Affaldsteknologi. Ed. T.H. Christensen. Teknisk Forlag.
- Christensen T.H. Hansen G. K. (1998). Kompostering: proces og teknologi. In Affaldsteknologi. Teknisk forlag s. 319 - 352
- Eilersen A. M. Tjell. C. Henze M. (1999). Muligheder for jordbrugsanvendelse af affald fra husholdninger. Recirkulering fra by til land ? om næringsstoffer på afveje. Ed. J Magid, KVL,DK
- Eilersen, A.M; Magid J. Tjell C. (1998). Genanvendelse af affald på jord. S. 493-510 i Affaldsteknologi. Ed. T.H. Christensen. Teknisk Forlag.
- Eklind Y. Kirchmann H. (1999). Composting and storage of organic household waste with different litter amendments .II: nitrogen turnover and loses.
- Energistyrelsen (1996). Teknologi for vedvarende energianlæg. Del. 2 biomasseteknologier Danmarks Energifremtider Miljø- og Energiministeriet.
- Energistyrelsens arbejdsgruppe for gårdbiogasanlæg, (1999). Gårdbiogas foreløbig udgave, 4 udgave 1999. Viborg.
- Energistyrelsen (1999): Energistatistik. Energistyrelsen.
- Etnier, C. Refsgaard, K. (1998) Kostnader for håndtering av svartvann ved kildeseparering og behandling gjennomom våtkompostering. NIFL- rapport 1998:3. Norsk institut for landbruksøkonomisk forskning.
- Fischer T. (2000). Personlig kommunikation. Ansatt i kompost firmaet Humus
- Hansen K.H. Angelidaki I. Ahring B. K. (1998). Anaerobic digestion of swine manure: Inhibition by ammonia. Water science Research. Vol. 32 No.1, pp. 5- 12
- Hansen L.A.(1993). Enhedsoperationer i den kemiske industri. Akademisk Forlag.
- Henze M., Harremoës, P., la Cour Jansen, J. & Arvin ,E. (1997). Wastewater Treatment - Biological and Chemical Processes, 2.edition. Springer Verlag, Berlin 1997.

- Henze M. (2001). Personlig kommunikation. E&R. DTU.
- Henze M. (1997). Waste design for households with respect to water , organics and nutrients. Water science technology. Vol 35 no. 9 pp. 113-120 Elsevier science Ltd.
- Jørgensen K.R.(1991). Spildevandsudledning fra enkeltejendomme. COWIconsult
- Jørgensen et al. (1992). Biologisk rensning af spildevand fra enkelt ejendomme. Spildevandsforskning fra miljøstyrelsen Nr. 41 1992. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.
- Koordineringsudvalget for biogasfællesanlæg (1991). Biogas handlingsplanen. Baggrundsrapport. 12 biomasse anvendelig i biogasfællesanlæg.
- Miljø-og energiministeriet (1999). Affald 21 regeringens affaldsplan 1998 – 2004.
- Miljøstyrelsen (1999). Nedsivningsanlæg op til 30 PE. Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 2. Miljøministeriet Miljøstyrelsen.
- Møller H.B. (1999). Anvendelse af organisk husholdningsaffald In Dansk Bioenergi særnummer af dansk Bioenergi juni 1999.
- Nielsen C.R. (1999a). grønt regnskab 1998, Mølleåværket Lundtofte renselanlæg.
- Nielsen C.R. (1999b). Årsberetning 1998 Mølleåværket, Lundtofte renselanlæg.
- Nilsson P. (2000). Renholdningsselskabet af 1898 personlig kommunikation med Per Nilsson.
- Nordjysk udvalg for landboret, Kommuneforeningen i Nordjylland og Nordjyllandsamt (1998). Spildevandet på landet. 2. udgave. Grafisk tryk, Vejle.
- Norin E. 1996: Våtkompostering som stabiliserings- och hygiejniseringsmetod för organiskt avfall. JTI rapport. Kretslopp & avfall Nr. 3 Jordbrukstekniska instituttet Uppsala.
- Otterpohl R. Grottker, M. Lange J. (1997). Sustainable Water and waste management in urban areas. Water Science and Technology vol 35 No. 9 pp 121 – 133. Elsevier.
- Salomonsen K. (2000): Personlig kommunikation. DTU.
- Schmidt J.E.,Angelidaki I., Ahring K. B., (1998a). Bioforgasning:Proces In Affaldsteknologi Teknisk forlag. København.
- Schmidt J.E.,Angelidaki I., Ahring K. B. Kræmer S. (1998b). Bioforgasning: teknologi In Affaldsteknologi Teknisk forlag. København.

- Skjelhaugen O.J. (1999). Closed system for local reuse of Blackwater and foodwaste, integrated with agriculture. *Water science Technology* 39: (5) 161-168 1999
- Skjelhaugen O.J. (1999a). A Farmer-operated system for recycling organic wastes. *Journal of agriculture engineer reseach* 73: (4) 373- 382 AUG 1999
- Skjelhaugen O.J. (1999b). Closed system for local reuse of Blackwater and foodwaste, integrated with agriculture. *Water science Technology* 39: (5) 161-168 1999
- Skjelhaugen O.J. (1999c). Thermophilic aerobic reactor for processing organic liquid wastes. *Water research* 33: (7) 1593 –1602 MAY 1999
- Svarre, M. (2000). Informations og planlægningsmedarbejder på AFAV I/S Personlig kommunikation.
- Svendsen E.K. (1996). Afprøvning af kompostbeholdere .Den økologiske have. Landsforeningen praktisk økologi. pp 6
- Sørensen og Thamdrup (1998). Stads og havne ingeniøren **8**.
- Tafdrup S. Hjort-Gregersen K. (1999). Biogasfællesanlæg –produktion og økonomi. In Dansk Bioenergi særnummer af dansk Bioenergi juni 1999.
- Tafdrup S. (1999). Biogas fra Renseanlæg pp. 29-30 In Dansk Bioenergi særnummer af dansk Bioenergi juni 1999.
- Tønning K. Ottosen L.M. Malmgren- Hansen B. (1997a). Genanvendelse af dagrenovation miljømæssig og økonomisk vurdering. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen. Nr.85 Hovedrapport.
- Tønning K. Ottosen L.M. Malmgren- Hansen B. (1997b). Genanvendelse af dagrenovation miljømæssig og økonomisk vurdering. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen. Nr.86 Bilagsmappe.
- V & S Byggedata (1999). V & S Priser Anlæg - Brutto 99. V & S Byggedata A/S, Frederikssundsvej 194, Brønshøj.
- Vatnan H. et al. (2000). Vejledning for spildevandsplanlægning i det åbne land. Dansk afløbs og spildevandsforening.
- Warnke A. (1997): Grønne regnskaber for rensnings anlæg. Eksamenprojekt, IMT. DTU.
- Winter L.; Henze M.; Linde J.J. og T.H. Jensen (1998). Spildevandsteknik. Polyteknisk forlag, Lyngby.

Østenblad H. (1998). Bioforgasning : Eksempel In Affaldsteknologi Teknisk forlag.
Køb enhavn

Konsekvenser af reduktioner i affaldsmængderne

I system diagrammerne i kapitel 4 er energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale opgjort for den samlede potentielle affaldsproduktion pr. person pr. år. Ved fastlæggelse af den aktuelle affaldsproduktion i husstanden vil affaldsmængderne der kan opsamles i husstanden blive reduceret i forhold til den potentielle affaldsproduktion.

Det antages i det følgende at nedenstående procentvise andel af affaldet afleveres i husstanden:

- 50 % af urinen
- 75 % af fækalierne
- 90 % af køkkenaffaldet
- 90 % af det gråspildevand

Ved beregning af energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale for system diagrammerne med de reducerede affaldsmængder er anvendt følgende beregningsmetode:

Energiforbrug

Energi substitution

Substitution af energiforbruget til kunstgødning reduceres svarende til reduktionen i affaldsmængderne, hvilket her er beregnet for affaldsfraktionerne alene og ved sammenblanding af dem.

Energi substitution reduceres med:

- 50% for urin
- 25 % for fækalier
- 10 % for køkkenaffald
- 48 % for urin og fækalier
- 17 % for fækalier og fast køkkenaffald
- 43 % for urin, fækal og fast køkkenaffald
- 36 % for alt vandbårent

Energiforbrug til transport / drift af teknologier

Energiforbruget til transport reduceres svarende til reduktionen i affaldsmængderne hvilket her er beregnet for affaldsfraktionerne alene og ved sammenblanding af dem.

Energi forbrug til transport reduceres med:

- 50 % for urin
- 25 % for fækalier

10 % for køkkenaffald
 35 % for urin og fækalier
 22 % for fækalier og køkkenaffald
 38 % for urin, fækal og fast køkkenaffald

Økonomi

Anlæg og drift for rør og brønde, konventionelt renseanlæg og nedsivningsanlæg reduceres ikke.

Alt andet økonomi for anlæg og drift reduceres i forhold til massen svarende til energi transport/ drift af teknologier.

Recirkuleringspotentiale

Recirkuleringspotentialet reduceres svarende til reduktionen i affaldsmængderne beregnet i tabel 6.2.1.

Tabel 1. System E 1 det aktuelle energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale i husstanden / (person · år).

	Enhed	Konventionelt renseanlæg	Milekompostering af køkkenaffald	I alt
Energiforbrug	KWh	2,37	4,9	7,27
Økonomi:				
Person/år	Kr.	2.044	219	2.263
Nutidsværdi	Kr.	27.493	2.506	29.999
Recirkulerings-potentiale:	kg N	0,58	0,27	0,85
	kg P	0,48	0,09	0,57
	kg K	0,06	0,14	0,20
Se bilag		2A	2B	

Tabel 2. System E 2 det aktuelle energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale i husstanden / (person · år) .

	Enhed	Konventionelt renseanlæg	Lokal kompostering af køkkenaffald	Urin opsamling	I alt
Energiforbrug	kWh	-1,52	-3,8	-22,6	-27,92
Økonomi:					
Person/år	Kr.	1.380	41	1.266	2.687
Nutidsværdi	Kr.	18.666	461	14.992	34.119
Recirkulerings-potentiale	kg N	0,50	0,22	1,81	2,53
	kg P	0,21	0,09	0,27	0,57
	kg K	0,07	0,14	0,45	0,66
Se bilag		2A	2C	2D	

Tabel 3. System E 3 det aktuelle energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale i husstanden/ (person · år).

	Enhed	Konventionelt renselanlæg	Milekompostering af køkkenaffald	Urin opsamling	I alt
Energiforbrug	kWh	-1,52	4,9	-22,6	-19,22
Økonomi :					
Person/år	Kr.	1.380	219	1.266	2.865
Nutidsværdi	Kr.	18.666	2.506	14.992	36.164
Recirkulerings-potentiale	kg N	0,50	0,27	1,81	2,58
	kg P	0,21	0,09	0,27	0,57
	kg K	0,07	0,14	0,45	0,66
Se bilag		2A	2B	2D	

Tabel 4. System E 4 det aktuelle energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale i husstanden/(person · år).

	Enhed	Konventionelt renselanlæg	Vådkompostering	I alt
Energiforbrug	kWh	-1	13,6	12,6
Økonomi:				
Person/år	Kr.	1.332	1.442	2.774
Nutidsværdi	Kr.	18.125	18.539	36.664
Recirkulerings-potentiale	kg N	0,36	2,85	3,21
	kg P	0,07	0,48	0,55
	kg K	0,04	0,83	0,87
Se bilag		2A	2E	

Tabel 5. System E 6 det aktuelle energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale i husstanden/ (person-år).

	Enhed	Konventionelt renselanlæg	Bioforgasning	I alt
Energiforbrug	kWh	-1	-117	-118
Økonomi:				
Person/år	Kr.	1.332	1.532	2.864
Nutidsværdi	Kr.	18.125	17.585	35.710
Recirkulerings-potentiale	kg N	0,36	2,85	3,21
	kg P	0,07	0,46	0,53
	kg K	0,04	0,80	0,84
Se bilag		2A	2F	

Tabel 6. System E 7 det aktuelle energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale i husstanden/(person-år).

	Enhed	Konventionelt renselanlæg	Bioforgasning	Urin opsamling	I alt
Energiforbrug	kWh	-1	-106	-22,6	-129,6
Økonomi:					
Person/år	Kr.	1.332	1.402	1.266	4.000
Nutidsværdi	Kr.	18.125	16.088	14.992	49.205
Recirkulerings-potentiale	kg N	0,36	0,83	1,81	3,0
	kg P	0,07	0,25	0,27	0,59
	kg K	0,04	0,42	0,45	0,91
Se bilag		2A	2F	2D	

Tabel 7. System N 1 det aktuelle energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale i husstandene/(person-år).

	Enhed	Konventionelt renselanlæg	Lokal kompostering af køkkenaffald	I alt
Energiforbrug	kWh	2,37	-3,8	-1,43
Økonomi:				
Person/år	Kr.	2.044	41	2.085
Nutidsværdi	Kr.	27.493	461	27.954
Recirkulerings-potentiale	kg N	0,58	0,22	0,80
	kg P	0,48	0,09	0,57
	kg K	0,06	0,14	0,20
Se bilag		2A	2C	

Tabel 8. System N 2 det aktuelle energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale i husstandene/(person-år).

	Enhed	Nedsivnings-anlæg	Lokal kompostering af køkkenaffald	Urin opsamling	I alt
Energiforbrug	kWh	1,5	-3,8	-22,6	-24,9
Økonomi:					
Person/år	Kr.	910	41	1.266	2.217
Nutidsværdi	Kr.	10.466	461	14.992	25.919
Recirkulerings-potentiale	kg N	0,08	0,22	1,81	2,11
	kg P	0,03	0,09	0,27	0,39
	kg K	0,06	0,14	0,45	0,65
Se bilag		2G	2C	2D	

Tabel 9. System N 3 det aktuelle energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale i husstandene/(person-år).

	Enhed	Nedsivnings-anlæg	Lokal kompostering af køkkenaffald og fækalier	Urin opsamling	I alt
Energiforbrug	kWh	1	-6,41	-22,6	-28,01
Økonomi:					
Person/år	Kr.	780	81	1.266	2.127
Nutidsværdi	Kr.	8.930	1.401	14.992	25.323
Recirkuleringspotentiale	kg N	0,05	0,33	1,81	2,19
	kg P	0,02	0,25	0,27	0,54
	kg K	0,03	0,33	0,45	0,81
Se Bilag		2G	2C	2D	

Tabel 10. System N 4 energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale i husstandene/(person-år).

	Enhed	Nedsivnings-anlæg	Vådkompostering	I alt
Energiforbrug	kWh	1	13,6	14,6
Økonomi:				
Person/år	Kr.	780	1.442	2.222
Nutidsværdi	Kr.	8.930	18.539	27.469
Recirkulerings-Potentiale	kg N	0,05	2,85	2,90
	kg P	0,02	0,48	0,50
	kg K	0,03	0,83	0,86
Se bilag		2G	2E	

Tabel 11. System N 6. Det aktuelle energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale i husstandene/(person·år).

	Enhed	Nedsivnings-anlæg	Bioforgasning	I alt
Energiforbrug	kWh	1	-117	-116
Økonomi :				
Person/år	Kr.	780	1.532	2.312
Nutidsværdi	Kr.	8.930	17.585	26.515
Recirkulerings-potentiale	kg N	0,05	2,85	2,90
	kg P	0,02	0,46	0,48
	kg K	0,03	0,80	0,83
Se bilag		2G	2F	

Tabel 12. System N 7 det aktuelle energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale i husstandene/(person·år).

	Enhed	Nedsivnings-anlæg	Bioforgasning	Urin opsamling	I alt
Energiforbrug	kWh	1	-106	-22,6	-127,6
Økonomi:					
Person/år	Kr.	780	1.402	1.266	3.448
Nutidsværdi	Kr.	8.930	16.088	14.992	40.010
Recirkulerings-potentiale	kg N	0,05	0,83	1,81	2,69
	kg P	0,02	0,25	0,27	0,54
	kg K	0,03	0,42	0,45	0,90
Se bilag		2G	2F	2D	

Modificerede systemer for Hillerød

a Bioforgasning af organisk husholdningsaffald

b Modificering af systemer til Hillerød

I bilag 4a beregnes energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale for bioforgasning af dels separat indsamlet køkkenaffald og dels for urin, fækalier og køkkenaffald indsamlet i samletank. Separat indsamlet køkkenaffald er der ikke tidligere foretaget beregninger for hverken i bilag 2 eller 3. Da der i kapitel 7.7 er valgt systemer der er modificeret fra kompostering til bioforgasning af køkkenaffald er beregningerne foretaget her.

I bilag 4a er der også foretaget mere nøjagtige beregning af energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale for bioforgasset affald fra samletanke da biogasanlægget har en central placering i de foreslåede systemer for Hillerød.

I bilag 4b er der for alle de valgte systemer for Hillerød beregnet energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale. For bioforgasning af separat indsamlet køkkenaffald samt affald indsamlet fra samletanke er resultaterne fra bilag 4a anvendt. For de øvrige processer er der anvendt data fra bilag 3.

Bilag 4a Bioforgasning af organisk husholdningsaffald.

For beregningsmetoder se bilag 2 procesdiagram biogasanlæg.

BIOGAS-POTENTIALE I HILLERØD

Køkkenaffald opsamlet i husholdninger i Hillerød	78,3 kg vådvægt pers/ år
Fækalier opsamlet i husholdninger i Hillerød	56,25 kg vådvægts pers/år
Urin opsamlet i husholdninger i Hillerød	220 kg vådvægt pers/år

Biogaspotentiale i køkkenaffald

Biogaspotentialet for 1 kg køkkenaffald vådvægt er $0,150 - 0,240 \text{ Nm}^3$

Potentialet er $78,3 \times 0,195 = 15,27 \text{ Nm}^3$ biogas

Biogaspotentiale i fækalier

Biogaspotentialet for en persons årlige fækalier produktion er $10,4 \text{ kg} \times 0,33 = 3,4 \text{ Nm}^3$

Potentialet i Hillerød er $3,4 \text{ Nm}^3 \times 0,75 = 2,55 \text{ Nm}^3$

Biogaspotentialae i Urin

Biogaspotentialiet for en persons årlige urin produktion er $17,6 \times 0,33 = 5,8 \text{ Nm}^3$
Potentialiet i Hillerød er $5,8 \times 0,5 = 2,9$

Tabel 1 Biogaspotentialae pr. pers/år i husstandene i Hillerød

Affaldstype	Biogas potentialae i Nm^3
Køkkenaffald	15,27
Fækalier	2,55
Urin	2,9
I alt	20,72

BEREGNING AF TØRSTOFINDHOLD .

Ved vådbioforgasning som anvendes på danske biogasanlæg skal tørstofindholdet ligge mellem 2 og 10 %. Ved anvendelse af konventionelle skyllevandsmængder vil tørstofindholdet i toiletaffald og køkkenaffald ligge væsentligt under 2% tørstof. Her vil det blive beregnet hvad tørstofindholdet i affaldet fra Hillerød vil være.

Tabel 3 Tørstofindholdet pr. pers/år i husstandene i Hillerød

	TS/ år/ pers. i kg.	Volumen i liter	TS/vol i %
Køkkenaffald	26	65	40
Fækalier	10	57	17
Urin	11	215	5
I alt	47	336	14

Tabel 4 Tørstofindhold i den opsamlede mængde fra husholdninger med samletank i Hillerød pers/år

	Skyllevand + affald (1)	Kg TS/pers . år.	TS
Køkkenaffald	65	26	
Fækalier	605	10	
Urin	507	11	
	1112	47	4,2 ts

(1) Skyllevandsmængder 1,5 liter pr. dag til fækalier, 0,8 l til urin.

Beregning af tørstofindholdet i det materiale der leveres til Hillerød biogasanlæg fra samletanke og fra separat indsamlet køkkenaffald.

Antal personer i husholdninger med samletank	5771
Antal personer i husholdninger med separat indsamlet køkkenaffald	20465

Tabel 5 Spildevandsmængde og tørstofindhold i affaldsprodukterne fra de to indsamlingsordninger i Hillerød

	Spildevandsmængde liter	Tørstofindhold kg	TS indholdet i procent
Hustande med samletank	6.417.352	271.237	4,2
Husstande med separat indsamling	1.330.225	532.090	40
	7.747.577	803.327	10,4

Det kan altså lade sig gøre at vådbioforgasse affaldet fra Hillerød da TS indholdet ligger lige omkring de 10 % som er den øvre grænse.

Ressourceforbrug og miljøbelastning

Energiforbrug:

Tabel 6 Energiforbrug ved drift af biogas anlæg med samlet indsamling af køkkenaffald urin og fækaler, samt separat indsamlet køkkenaffald

Indsamlingstype	Separat indsamlet køkkenaffald	Samlet indsamling af køkkenaffald urin og fækaler
Mængde spildevand pr. pers. pr. år	0,0783 m ³	1,112 m ³
Mængde biogas produceret pr. m ³ spildevand.	195 m ³	19 m ³
El forbrug I kWh/m ³ biogas	0,14 x 0,15 = 0,021 kWh	0,14 x 1,6 = 0,224 kWh
Varme MJ/ m ³ biogas	2,8 x 0,15 = 0,42	2,8 x 1,6 = 4,48 kWh
El forbrug pers pr. år	15,27 x 0,021 = 0,32 kWh	20,72 x 0,224 = 4,64 kWh
Varme forbrug pers. pr. år	15,27 x 0,15 = 2,29 = 0,64 kWh	21 x 4,48 = 94 = 26 kWh
I alt	0,96 kWh	31 kWh

På baggrund energistyrelsen forudsætninger (Energistyrelsen ,1996) og de beregnede biogaspotentialer er følgende forholdstal anvendt i beregningerne i ovenstående skema samt i de følgende økonomi beregninger

Omregningsfaktor for separat indsamlet køkkenaffald 30/195 = 0,15

Omregningsfaktor for samlet indsamling af køkkenaffald, urin og fækaler 30/19 = 1,6

1kWh = 3,6 MJ

Tabel 7 Energiregnskab ved bioforgasning køkkenaffald urin og fækalier indsamlet i samletank, samt for separat indsamlet køkkenaffald i kWh/(person·år).

Toilettype	Separat indsamlet køkkenaffald	Køkkenaffald, urin og fækalier indsamlet i samletank
Energigenvinding i form af biogas (1)	98,6	134,5
Energigenvinding ved gødning (2)	8,6	43,5
Energiforbrug til transport (3)	1,05	14,9
Energi forbrug ved bioforgasning (4)	0,96	31
Energiproduktion	105,2	132

1) En kubikmeter normalbiogas indeholder $35,77 \times 0,65 = 23,25$ MJ hvilket er 6,46 kWh

2) Energi forbrug til fremstilling af den mængde N, P og K der er i urin, køkkenaffald og fækalier

3) En transportvej på 65 km svarer til et diesel forbrug 1,34 liter diesel/ m³ (se enhedsproces dieselforbrug til transport) 1 liter diesel 10 kWh/l (Salomonsen, 2000)

Recirkuleringspotentiale

Tabel 8, Recirkuleringspotentiale for affald indsamlet i samletank

		N	P	K
Opsamlet i væske	kg/(pers·år)	2,85	0,46	0,80
Opsamlet i fast stof	”	0	0	0
Opsamlet i luft	”	0	0	0
Recirkuleringspotentiale i alt	”	2,85	0,46	0,80

Tabel med angivelse af det samlede recirkuleringspotentiale for enhedprocessen, og den mængde stof der potentiel kan opsamles på væske, faststof og luftfase.

Tabel 9, Recirkuleringspotentiale for separat indsamlet køkkenaffald

		N	P	K
Opsamlet i væske	kg/(pers·år)	0,56	0,10	0,13
Opsamlet i fast stof	”	0	0	0
Opsamlet i luft	”	0	0	0
Recirkuleringspotentiale i alt	”	0,56	0,10	0,13

Tabel med angivelse af det samlede recirkuleringspotentiale for enhedprocessen, og den mængde stof der potentiel kan opsamles på væske, faststof og luftfase.

Økonomi

Økonomi for biogasanlæg til urin, fækalier og køkkenaffald og separat indsamlet køkkenaffald .

Tabel 10. Investerings og drifts omkostninger for hele biogasanlæg.

	Køkkenaffald, urin og fækalier indsamlet i samletank	Separat indsamlet køkkenaffald
Antal personer	5771 pers.	20465
M ³ biogas pr. døgn	328 m ³ biogas	856
Investering i Kr. pr. m ³ biogas/døgn (1)	3400	3400
Investering (2)	1.784.320	436.560
Drift og vedligehold kr. pr. m ³ biogas (1)(2)	1,9 kr.	0,15
Pr. år.	191.552 kr.	46.866
Anlæggets levetid i år (1)	20	20
Udgift pr. pers pr. år D&V	33 kr.	2,30

(1)(Energistyrelsen, 1996)

(2)(Egne beregninger) eksempel(3400 x 1644) = 5.589.600 x 2.0=

11.179.200 kr

(4) Investeringer samt drift og vedligehold er for komplette anlæg incl. Transportudstyr men excl. Energiomsætningsanlæg og lagertanke hos landmændene.

Tabel 11 Priser i kr./(person·år) og kr./(m³·år) Indstationer i boligen (samletank rørsystem etc.) er dimensioneret til en husstand med tre personer. Levetiden for anlægget er sat til 20 år og renten er sat til 6 %. Der er regnet med en transportvej på 25 km.

Priser er angivet i følgende rækkefølge for køkkenaffald opsamlet separat:

Anlæg: (opsamlingsbeholder) + (bioforgasning)

Drift: (Opsamlingsbeholder og indsamling) + (bioforgasning)

Priser er angivet i følgende rækkefølge for opsamling i samletank :

Anlæg: (Rør og brønde) + (Samletank) + (bioforgasningsanlæg).
 Drift: (Rør og brønde) + (tømning og transport) + (bioforgasningsanlæg)

Affaldsform	Separat indsamlet køkkenaffald	Fækalier urin og køkkenaffald for Hillerød
Vol prod/pers	0,073	1,112
Tankstørrelse	Husstandsstativ	6
	Kr./person	Kr./person
Anlæg	8,71 + 1,83	584 + 523 + 27
Drift	135 + 2,30	100 + 244 + 33
I alt	148	1511

Tabel 12 Nutidsværdien pr. person angivet i kr./(person · år) og kr./(m³·år)
 Installationer i boligen (samletank rørsystem etc.) er dimensioneret til en husstand med tre personer. Levetiden er sat til 20 år og renten til 6%.

Priser er angivet i følgende rækkefølge for køkkenaffald opsamlet separat:

Anlæg: (opsamlingsbeholder) + (bioforgasning)

Drift: (Opsamlingsbeholder og indsamling) + (bioforgasning)

Priser er angivet i følgende rækkefølge for opsamling i samletank :

Anlæg: (Rør og brønde) + (Samletank) + (bioforgasningsanlæg).

Drift: (Rør og brønde) + (tømning og transport) + (bioforgasningsanlæg)

Spildevandstype	Separat indsamlet køkkenaffald	Fækalier urin og køkkenaffald indsamlet i samletank
Vol prod/person	0,073	1,112
Tankstørrelse		6
Nutidsværdi af:		
Anlæg	100 +21	6700 + 6000+309
Drift	1548 + 26	1147 + 2802 +379
I alt	1695	17.337

Bilag 4 b Modificerede systemer for Hillerød

System E1 Mo. Energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale (/person · år)

	Enhed	Urin, fækalier gråspildev. Konventionelt renseanlæg	Bioforgasning af køkkenaffald	I alt
Energiforbrug	KWh	2,37	-105,2	-102,8
Økonomi:				
Person/år	Kr.	2.044	148	2192
Nutidsværdi	Kr.	27.493	1695	29.188
Recirkulerings- potentiale:	Kg N kg P kg K	0,58 0,48 0,06	0,56 0,10 0,13	1,14 0,58 0,19
Se bilag		3	4a	

De modificerede systemer E 2.H og E3 H Energiforbrug, økonomi og recirkulerings_potentiale/(person · år).

	Enhed	Grå spildevand og fækalier til Konventionelt renseanlæg	Bioforgasning af køkkenaffald	Urin opsamling	I alt
Energiforbrug	kWh	-1,52	-105,2	-22,6	-129,3
Økonomi:					
Person/år	Kr.	1.380	148	1.266	2.794
Nutidsværdi	Kr.	18.666	1695	14.992	35.353
Recirkulerin gs-potentiale	kg N kg P kg K	0,50 0,21 0,07	0,56 0,10 0,13	1,81 0,27 0,45	2,53 0,57 0,66
Se bilag		3	4a	3	

System E 6.H. modificeret efter nye beregninger i bilag 3. Energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale/ (person-år).

	Enhed	Grå spildevand til Konventionelt renselanlæg	Bioforgasning af urin fækalier og køkkenaffald	I alt
Energiforbrug	KWh	-1	-132	-118
Økonomi:				
Person/år	Kr.	1.332	1.511	2.843
Nutidsværdi	Kr.	18.125	17.337	35.462
Recirkuleringspotentiale	Kg N	0,36	2,85	3,21
	kg P	0,07	0,46	0,53
	kg K	0,04	0,80	0,84
Se bilag		3	4a	

System E.8 H Energiforbrug, økonomi og recirkuleringspotentiale / (person-år).

	Enhed	Nedsivningsanlæg	Lokal kompostering af køkkenaffald og fækalier	Urin opsamling	I alt
Energiforbrug	KWh	1	-6,41	-22,6	-28,01
Økonomi:					
Person/år	Kr.	780	81	1.266	2.127
Nutidsværdi	Kr.	8.930	1.401	14.992	25.323
Recirkuleringspotentiale	kg N	0,05	0,33	1,81	2,19
	kg P	0,02	0,25	0,27	0,54
	kg K	0,03	0,33	0,45	0,81
Se Bilag		3	3	3	

Referencer:

Energistyrelsen (1996). Teknologi for vedvarende energianlæg. Del. 2 biomasseteknologier Danmarks Energifremtider Miljø og Energiministeriet.

Salomonsen K. (2000): Personlig kommunikation. DTU.

Miljøfremmede stoffer.

Paracetamol

Paracetamol (Acetaminophen) er et mildt smertestillende og febernedsettende middel. Stoffet Acetaminophen benævnes også N-Acetyl-p-aminophenol og har brutto formelen $C_8H_9NO_2$; molvægten er 151.2 g/mol.

Dosis

Normal dosis til voksne er 0,5 – 1 gram 3- 4 gange dagligt, og dosis til børn er 50 mg / kg legemsvægt fordelt på 3- 4 doser (Lægemiddelkataloget, 1998)

Metabolisme

Paracetamol absorberes nemt fra tarmen med en maksimum plasma koncentration 10 til 60 minutter efter oral indtagelse. Stoffet omsættes primært i leveren og udskilles med urinen især som glucuronid – og sulfat konjugater af paracetamol. Mindre end 5 % udskilles som uomdannet moderstof. Få % omdannes endvidere til en hydroxyleret metabolit, N-acetyl-p-benzoquinon-eimine. Denne udskilles med urinen som et glutathion- konjugat (Reynolds, 1989).

Ved opbevaring af urinen kan det formodes at glucuronid - og sulfat konjugaterne af paracetamol, som det kendes for andre lægemiddelstoffer, nedbrydes til moderstoffet eller lignende stoffer (Halling-Sørensen et al., 1998). Der er dog ingen konkret viden på dette område.

Fysisk-kemiske egenskaber

Stoffets pH i opløsning er mellem 5.3 og 6.5. pKa er 9.5. Opløseligheden i koldt vand er 1:70 (Codex Lund, 1984).

Stabilitet

Paracetamol hydrolyseres både ved syre - og base katalyserede processer i vandigt medie. Ved 25°C ved pH på mellem 5 og 7 er hydrolyseraten lavest og kan regnes som $t_{1/2} = 21.1$ år (Codex Lund, 1984). Stoffet må derfor regnes som meget stabilt i urin. I vandige opløsninger undergår stoffet fotolyse og omdannes til p-aminophenol. Stoffet er endvidere stabilt overfor oxidation (Codex Lund, 1984).

Koncentration i urin

80 % af en indgivet dosis vil udskilles med urinen som glucoronid - og sulfat konjugerede nedbrydningsprodukter af paracetamol (Lægemiddelkataloget, 1998).

Nedbrydning i miljøet

Paracetamol anses for værende letnedbrydeligt i miljøet (Richardson et al., 1985). Data er af ældre dato og den anvendte laboratorie metode er ikke i overensstemmelse med testguidelines.

Stoffet nedbrydes i miljøet hvor 57% bliver nedbrudt efter OECD guideline 301F testen (Henschel et al., 1997).

Målte koncentrationer i miljøet

Koncentrationen af paracetamol i miljøet bliver estimeret til 3,59 µg/l efter forbruget i Tyskland ved udløbet af et rensningsanlæg (Römke et al., 1996).

Toxicitetsdata på akvatiske arter

Species	Metode	Toksisitet	Reference
Scenedesmus subspicatus (alge)	EC50 (72 timer) Væksthæmning	134 mg/l	Henschel et al., 1997
Tetrahymena pyriformis (ciliate)	EC50, 48 timer Væksthæmning	112 mg/l	Henschel et al., 1997
Daphnia magna (krebssdyr)	EC50, 24 timer	136 mg/l	Henschel et al., 1997
Vibrio fischeri (bakterie)	EC50, 30 minutter Luminescence	650 mg/l	Henschel et al., 1997
Fiske celler in vitro Bluegill sunfish	EC50 (akut cytotoksisitet)	19 mg/l	Henschel et al., 1997
Zebrafisk	Mortalitet	378 mg/l	Henschel et al., 1997

Der findes ingen toksisitetsdata på terrestriske arter.

Metoder

Undersøgelse for paracetamol blev foretaget ved dobbeltbestemmelse ved ekstraktion med ethylacetat af 100 µl urin efterfulgt af HPLC (High Performance Liquid Chromatography) med UV-detektion ved 254 nm. Standardafvigelse var 2% dog, minimum 1,6 µmol ved detektionsgrænse på 4 µmol.

Resultater

Tabel .2. Resultater af analyserne for paracetamol målt i urinprøver fra Tema 3 projekterne.

Sted	dato	Paracetamol $\mu\text{mol/l}$
Møns Museumsgård	2.11.1999	p.v.
	22.2.2000	331
	24.5.2000	10
Hyldespjæddet	2.11.1999	p.v.
	22.2.2000	331
	24.5.2000	18
Kolonihaveforeningen	5.10.1999	p.v.
	9.11.1999	p.v.
	23.2.2000	331

I de første prøvemålinger blev der foretaget kvalitative analyser for paracetamol, angivet som påvist (p.v.). I efterfølgende analyser blev der foretaget kvantitative analyser. Der er ikke foretaget målinger på urin fra Hjortshøj.

Risikovurdering

Den højeste paracetamol koncentration er målt på urin fra Møns Museumsgård d. 22.2.00, Hyldespjæddet den 22.2.00, og Kolonihaveforeningen d 23.2.00. Resultatet er angivet til 331 $\mu\text{mol/l}$ og alle målinger overstiger den angivne detektionsgrænse på 4 $\mu\text{mol/l}$. Kvantifikationsgrænsen er ikke angivet, hvilket er en mangel ved den beskrevne metoden.

Den følsomste EC50 værdi (akut toksisitet) fundet i litteraturen er: 19mg/l fundet med en fiskecelleassay. Værdien blev dog ikke bestemt efter en standardiseret metode.

En algetoksistet udført efter OECD guideline angiver en EC50 (væksthæmning) på 134 mg/l.

Konklusion

Paracetamol udskilles hovedsagligt som konjugerede sulfat - og glucuronidmetabolitter som sandsynligvis spaltes i urinen til paracetamol eller nærtbeslægtede stoffer ved opbevaring af urinen. Paracetamol synes meget stabilt i vandig opløsning. Stoffet er dog let nedbrydeligt i slam (bakteriel nedbrydning), hvilket måformodes også at gøre sig gældende i andre miljømatricer. Stoffet er ikke særligt toksisk overfor akvatiske organismer. Der findes ingen toksisitetsdata på terrestriske organismer.

Acetylsalicylsyre

Acetylsalicylsyre (O-Acetylsalicylic acid) er et svagt virkende smertestillende og febernedsættende middel af typen nonsteroidt antiinflammatorisk middel. Brutto formelen er $C_9H_9O_4$; molvægten er 180.2 g/mol

Dosis

Normal dosis til smertestillelse og febernedsættelse til voksne er 0,5 – 1 gram højst 4 gange dagligt. Til børn over 2 år er dosis 50 mg/kg legemsvægt fordelt på 2-3 doser i højst 2 døgn.

Til reumatiske lidelser er dosis til voksne 3- 4 gram dagligt eller mere fordelt på 2-3 doser. Til børn er dosis 50-100 mg /kg legemsvægt i døgnet (Lægemiddelkataloget, 1984).

Metabolisme

Acetylsalicylsyre omdannes til eddikesyre og salicylsyre (salicylat). Salicylsyre udskilles med urinen afhængig af urinens pH. 5% udskilles uomdannet, hvorimod 85-90 % af stoffet udskilles som glucuronsyre-konjugat.

Ved opbevaring af urinen kan det formodes at glucuronid konjugaterne af salicylatlignende stoffer, som det kendes for andre lægemiddelstoffer, nedbrydes til moderstoffet eller stoffer der ligner (Halling-Sørensen et al., 1998). Der er dog ingen konkret viden på dette område.

Fysisk-kemiske egenskaber

Stoffets pka er 3.5 ved 25°C. Log P (octanol/pH 7.4) = -1.1. Opløselighed i vand er 1 til 300.

Stabilitet

Acetylsalicylsyre er meget ustabil i vandigt medie ved pH>3 og omdannes til eddikesyre og salicylsyre. I urinen vil stoffet primært være på salicylatform.

Koncentration i urin

Op til 90 % af stoffet vil blive genfundet i urinen, hvis dosen er optaget som tablet, men mindre hvis stoffet er indtaget med tyggegummi. Dosen genfindes i urinen som Na-salicylat (5%) og resten som konjugeret med glucuronsyre (for eksempel salicyl phenolic glucuronide).

Nedbrydning i miljøet

Salicylat er let nedbrydeligt i slam (Richardson et al., 1985). Ca. 80 % bliver fjernet ved spildevandsbehandling (Ternes et al., 1998). Den udførte metode er dog ikke i overensstemmelse med guideline.

Målte koncentrationer i miljøet

Stoffet er fundet i miljøet ved flere lejligheder som salicylat.
Koncentrationsområdet i det akvatiske miljøer 50 – 3100 ng/l (Hignite et al., 1977, Stan et al., 1997, Stumpf et al., 1999).

Toxicitetsdata på akvatiske arter

Resultatet af *Daphnia magna* 21 dages reproduktions test viser en EC50 på 61-68 mg/l. Den akutte toksicitet af *E. albidus* er LC50 = 16 mg/l (salicylat) (Römke et al., 1996).

Der findes ingen toksitetsdata på terrestriske arter

Metoder

Til undersøgelsen for salicylat blev der foretaget dobbeltbestemmelse med 500 μ l urin. Tilstedeværende protein blev ekstraheret med mercurichlorid, hvorefter der blev tilsat ferrinitrat. Salicylat-ionen giver med ferrinitrat en violet farve, der kan måles spektrofotometrisk. Standardafvigelse er 0,05 mmol/l og detektionsgrænsen 0,10 mmol/l. Til metoden anvendes natriumsalicylat som standard

Resultater

Tabel .3. Resultater af analyserne for acetylsalicylsyre i urinprøver fra tre Tema 3 projekter.

Sted	Dato	Salicylat / mmol/l
Møns Museumsgård	2.11.1999	i.p.
	22.2.2000	0,09
	24.5.2000	0,07
Hyldebjerg	2.11.1999	i.p.
	22.2.2000	0,08
	24.5.2000	0,08
Kolonihaveforeningen	5.10.1999	p.v.
	9.11.1999	p.v.
	23.2.2000	1,19

I de første prøvemålinger blev der foretaget kvalitative målinger på salicylat, angivet som påvist (p.v.) og ikke påvist (i.p.). I efterfølgende analyser blev der foretaget kvantitative målinger. Der er ikke blevet foretaget målinger på urin fra Hjortshøj.

Risikovurdering

Den højeste salicylat koncentration er målt på urin fra Kolonihaveforeningen d 23.2.00. Resultatet er angivet til 1.19 mmol/l. Kun denne måling ligger over den angivne detektionsgrænsen på 0.10 mmol/l. Kvantifikationsgrænsen er ikke angivet.

Konklusion

Acetylsalicylsyre vil i urinen forekomme som salicylat af konjugerede glucuronider af salicylat lignende stoffer. Stabiliteten af disse stoffer ved

opbevaring af urin er ukendt. Stoffet er dog letnedbrydeligt i slam (bakteriel nedbrydning), hvilket må formodes også at gøre sig gældende i andre miljømatricer. Stoffet er ikke særligt toksisk overfor akvatiske organismer. Der findes ingen toksisitetsdata på terrestriske organismer.

Østrogener

Estron (3-Hydroxyestra-1,3,5(10) – trien-17-one) er det naturligt forekommende østrogen hormon. Estrone gives til mennesker i kombination med østradiol eller østriol. Estron har brutto formelen $C_{18}H_{22}O_2$; molvægten er 270.4 g/mol.

Dosis

Dosis er afhængig af behandling og individuelle behov.

Metabolisme

Under omdannelsen af estron i kroppen dannes der hurtigt ligevægt i mellem estron, østriol og 17-beta-østradiol. Stofferne udskilles i urinen i forholdet 45:45:10 (Ryan et al., 1953). Stofferne udskilles som sulfat og glucuronid konjugater (Mussey, 1979).

Fysisk-kemiske egenskaber

Stoffets pka er 10.8 og log P (octanol/vand) er 4 med en opløselighed på 0.8 mg/l.

Stabilitet

Estron er meget stabilt stof, hvilket det også formodes at være i urin ved opbevaring af denne.

Koncentration i urin

Udskillesraten hos kvinder i urin er 0.3 – 2.4 µg / 24 timer og hos mænd 3 – 8.2 µg / 24 timer

Nedbrydning i miljøet

Op til 78% af 17-beta østradiol er fundet nedbrudt og fjernet efter behandling af spildevand (Ternes et al., 1999).

Målte koncentrationer i miljøet

Stoffet er påvist i miljøet ved flere lejligheder som 17 beta-østradiol. Koncentrationsområdet i det akvatiske miljø er 1- 62 ng/l (Ternes et al., 1999).

Toksitets data

Daphnia magna, 48 timer akut test viser en LC50 på 1.09 mg/l. Planter viser hæmmet vækst efter påvirkning af 200-2000 nmol/l (Shore et al., 1993).

Metoder

Estron-glucoronid blev analyseret ved et RIA-assay (RadioImmunoAbsorbent-assay). Prøvevolumen var 0,5 ml og detektionsgrænsen 0,7 nmol/l.

Resultater

Tabel .4. Resultater af analyserne for estron i urinprøver fra tre Tema 3 Projekter.

Sted	dato	Estron / nmol/l
Møns Museumsgård	2.11.1999	20,0
	22.2.2000	18,0
	24.5.2000	21,0
Hyldespjædet	2.11.1999	24,0
	22.2.2000	19,3
	24.5.2000	24,0
Kolonihaveforeningen	5.10.1999	57
	9.11.1999	61
	23.2.2000	48

Risikovurdering

Den højeste estron-glucoronid koncentration er målt på urin fra Kolonihaveforeningen d 9.11.00. Resultatet er angivet til 61 nmol/l.

Konklusion

Estron vil forekomme i urinen som sulfat og glucoronid konjugater. Estron er kendt som et stabilt molekule. Stabiliteten af disse stoffer som konjugater ved opbevaring af urin er ukendt. Stoffet er dog letnedbrydeligt i slam (bakteriel nedbrydning) hvilket måformodes også at gøre sig gældende i andre miljømatricer dog formodentligt meget langsommere (mindre bakteriel biomasse). Stoffet er rimeligt toksisk (mg/l området) overfor akvatiske organismer og ret toksiske overfor planter (ng/l) området.

Referencer :

Codex lund 1984

Halling-Sørensen B, Nielsen SN, Lansky PF, Ingerslev F, Lützhøft HCH Jørgensen SE (1998) Occurrence fate and effects of pharmaceutical substances in the environment – a review. Chemosphere 36:357-393

Henschel KP, Wenzel A, Diedrich M, Flidner A (1997) Environmental hazard assessment of pharmaceuticals. Regulatory toxicology and pharmacology 25:220-225.

Hignite C, Azarnoff DL (1977) Drug and drug metabolites as environmental contaminants: chlorophenoxyisobuterate and salicylic acid in sewage water effluent. Life Science 20(2) 337-341

Lægemiddelkataloget (1998) Dansk Lægemiddel Information ISSN 0105-287X. København .

Mussey PI (1979) Formation and metabolism of steroid conjugates. CRC Press, Boca Raton, Florida

Reynolds JEF (1989) Analgesic and anti-inflammatory agents. In Martindale. The Extra Pharmacopoeia 29th edition pp 1-46. London, The Pharmaceutical Press.

Richardson ML, Bowron JM (1985) The fate of chemicals in the aquatic environment – A review. J. Pharm. Pharmacol. Vol. 37:1-12.

Römke J, Knacker T, Stahlschmidt-Allner P (1996) Umweltprobleme durch Arzneimittel – Litterturstudie. Forschungsbericht 106 04 121 UBA-FB 96060
Ryan KJ et al. (1953) Endocr. 52: 277

Shore LS, Gurevitz M, Shemesh M (1993) Estrogen as an environmental pollutants. Bulletin of Environ. Contam. And Toxicology. 51:361-366.

Stan HJ, Herberer T (1997) Pharmaceuticals in the aquatic environment. Analysis Magazine 25(7):M20-M23.

Stumpf M, Ternes TA, Wilken RD, Rodrigues SV, Baumann W (1999) Polar drug residues in sewage and natural waters in the state of Rio de Janeiro Brazil. *The science of the total environment* 225:135-141.

Ternes TA, Stumpf M, Mueller J, Herberer K, Wilken R-D, Servos M (1999) Behavior and occurrence of oestrogens in municipal sewage treatment plants – Investigations in Germany, Canada and Brazil. *The Science of the Total Environment* 225: 91-99

Ternes TA, Hirsch R, Muller J, Herberer K (1998) Methods for the determination of neutral drugs as well as betablockers and beta-sympathomimetics in aqueous matrices using GC/MS and LC/MS/MS. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry* 362:329-340