

# Køkkenkværne: energi-, miljø- og driftsmæssige konsekvenser ved brug i boliger

DANVA rapport nr. 85



Vandhuset • Godthåbsvej 83 • 8660 Skanderborg • Tlf.nr.: 7021 0055  
• Fax: 7021 0056  
danva@danva.dk • www.danva.dk



**DANVA**  
Dansk Vand- og  
Spildevandsforening

ISBN: 978-87-92651-05-1

Titel: Køkkenkværne: energi-, miljø- og driftsmæssige konsekvenser ved brug i boliger

Udgiver: DANVA  
Vandhuset  
Godthåbsvej 83  
8660 Skanderborg

Udarbejdet af:  
Jes Clauson-Kaas, Janus Kirkeby, COWI

Finansiering:  
Vejledningen er finansieret af  
DANVA, Aalborg Forsyning, Kloak A/S, Aarhus Vand A/S & Vandcenter Syd A/S

Granskning og høring

August 2011

# Indholdsfortegnelse

<b>1</b>	<b>Formål</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Introduktion og baggrund</b>	<b>2</b>
2.1	Regulering af bioaffald	2
2.2	Metode	3
2.3	Uvildighed	5
<b>3</b>	<b>Køkkenværen</b>	<b>6</b>
3.1	Producenter	6
3.2	Funktion	6
3.3	Tilslutningsgrad	8
3.4	Køkkenværnet affald (KKA)	11
3.4.1	Affaldsmængder	11
3.4.2	Sammensætning af organisk husholdningsaffald	11
3.4.3	Mængde af KKA	12
<b>4</b>	<b>KKA og afløbssystem</b>	<b>14</b>
4.1	Hydraulisk belastning	14
4.2	Sedimentation og blokering	14
4.3	Fedt	15
4.4	Svovlbrintedannelse og lugt	16
4.5	Rotter	16
4.5.1	Føden	17
4.5.2	Redepladser	17
4.5.3	Tiltrækning af rotter	17
4.6	Overløbsbygværker	18
<b>5</b>	<b>KKA og renseanlæg</b>	<b>19</b>
5.1	Spildevandsrensning i DK	19
5.2	Erfaringer i Sverige og Norge	19
5.3	Påvirkning af de udvalgte renseanlæg	20
5.3.1	Udvalgte renseanlæg	20
5.3.2	Hydraulisk kapacitet	20
5.3.3	Stofbelastning	21
5.4	Omsætning af KKA på renseanlæg	23
5.4.1	Rist og sandfang	23
5.4.2	Forklaring	23
5.4.3	Procestanke	23
5.4.4	Udledning af stoffer fra renseanlægget	23
5.4.5	Rådnetanke og gasproduktion	24

5.4.6	Slamproduktion og kvalitet	24
5.4.7	Energiforbrug	24
5.4.8	Opsummering af antagelser	25
5.5	Påvirkning af energiforbrug og energiproduktion	26
<b>6</b>	<b>KKA og affaldshåndtering</b>	<b>27</b>
6.1	Håndtering af organisk husholdningsaffald i DK	27
6.1.1	Forbrænding af bioaffald	27
6.1.2	Sortering af bioaffald	27
6.1.3	Økonomi	27
6.2	Køkkenkværnes påvirkning på affaldssystemet	28
6.3	Beskrivelse af de valgte affaldssystemer	29
6.3.1	Aalborg	29
6.3.2	Odense	29
6.3.3	Århus	30
6.3.4	El- og varmekvævningsgrader	31
6.4	Rammebetingelser - Affald og energi	31
<b>7</b>	<b>Energi- og miljøopgørelser</b>	<b>32</b>
7.1	Metode	32
7.1.1	Den funktionelle enhed	32
7.1.2	Afgrænsning af opgørelserne	33
7.1.3	Sammensætning af organisk husholdningsaffald	33
7.2	Energiopgørelse for KKA i spildevandssystem	35
7.2.1	Køkkenkværnen	35
7.2.2	Elforbrug til drift	36
7.2.3	Spildevandsrensning	36
7.2.4	Biogasproduktion	36
7.2.5	Slambortskaffelse	38
7.3	Energiopgørelse for organisk husholdningsaffald i affaldssystemet	40
7.3.1	Opsamlingsmateriel	40
7.3.2	Indsamling og transport	40
7.3.3	Forbrænding	41
7.3.4	Bioforgasning	44
7.4	Miljøopgørelse	47
7.4.1	Miljøvurdering for køkkenkværne	47
7.4.2	Miljøvurdering for affaldsforbrænding	50
7.4.3	Miljøvurdering for bioforgasning	52
7.5	Samstilling af energi- og miljøopgørelse	53
7.5.1	Normaliserede miljøresultater	56
7.6	Andre undersøgelser	57
7.6.1	Aalborg kommune	57
7.6.2	Svensk undersøgelse	57

<b>8</b>	<b>Konklusion</b>	<b>59</b>
8.1	Konsekvenser for spildevandssystem	59
8.1.1	Afløbssystem	59
8.1.2	Renseanlæg	60
8.2	Konsekvenser for affaldssystem	61
8.3	Energi- og miljøkonsekvenser	61
8.4	Anbefalinger	62
<b>Bilag 1</b>	<b>Referencer</b>	<b>63</b>
<b>Bilag 2</b>	<b>Udvalgte reneanlæg</b>	<b>65</b>
<b>Bilag 3</b>	<b>Påvirkning af belastning fra KKA</b>	<b>68</b>
<b>Bilag 4</b>	<b>Påvirkning af processer i reneanlæg</b>	<b>71</b>
<b>Bilag 5</b>	<b>Påvirkning af energiproduktion/forbrug</b>	<b>76</b>
<b>Bilag 6</b>	<b>Sammensætning af køkkenkværn</b>	<b>79</b>
<b>Bilag 7</b>	<b>Køkkenkværn producenter</b>	<b>80</b>

## Resumé og konklusion

Denne redegørelse udspringer i et ønske blandt DANVAs medlemmer og danske kommuner om et bedre beslutningsgrundlag for at kunne tillade eller afvise installation af køkkenkværne i boliger. Køkkenkværne er installeret mange steder i verden, dels fordi det i boligen er en behagelig og hygiejnisk måde at komme hurtigt af med det organiske madaffald på, dels for at reducere mængden af organisk affald på lossepladser og endelig for at udnytte energien i det organiske madaffald på renseanlæg med rådnetank.

Redegørelsen ser dels på hvad installation af køkkenkværne i bolig vil betyde for drift af afløbssystem, renseanlæg og affaldshåndtering, dels hvad det betyder for udnyttelse af energien i madaffald. Endelig ses på de miljømæssige konsekvenser ved at sende affaldet til affaldsforbrænding, bioforgasning eller til et renseanlægs rådnetank.

Redegørelsen baserer sig på rapportering indsamlet fra Nordeuropa og fra USA. Desuden er søgt indsamlet oplysning om driftskonsekvenser for ledningssystemer direkte fra vandselskaber. I Danmark er der kun ganske få erfaringer med installerede køkkenkværne.

Vedrørende drift af afløbssystemer, konkluderes at i afløbssystemer med lang opholdstid, kan tilførsel af kværnet madaffald medføre øget svovlbrintedannelse. Der er ikke fundet belæg for at køkkenkværne medfører øget sedimentation, afsætning af fedt eller giver øgede problemer med rotter.

Renseanlæg påvirkes især med øget belastning af organisk stof idet tilførsel af næringsalte og især toksiske stoffer vil have marginal betydning.

Hvis den organiske del af affaldet fjernes fra dagrenovation, reduceres denne mængde med ca. 20-30 %. Desuden kan tømningfrekvensen reduceres såfremt køkkenkværne installeres i alle eller størstedelen af boligerne i et givent område.

Energien i madaffald udnyttes bedst på et forbrændingsanlæg, dernæst på et bioforgasningsanlæg og mindst på et renseanlægs rådnetank. Bioforgasning giver dog den største reduktion i udledning af drivhusgasser. Der kan dog være situationer i et nybyggeri, hvor det vil være mest fordelagtigt at fjerne det organiske madaffald med køkkenkværne.

Grunden til at der udnyttes mindre energi fra madaffald der tilføres et renseanlæg gennem afløbssystemet, skyldes at der i et renseanlæg (med forklaringstank) mistes ca. 40% af COD i procestank og i udløbet (og som derfor ikke udrådnes).

Den energi- og miljømæssige gevinst ved beslutning om hvor madaffaldet udnyttes bedst afhænger af hvilke energikilder, der bruges til produktion af strøm og varme, og som drivmiddel i transportsektoren.

## Summary and conclusions

Among Danish water companies and municipalities there is a wish to have a better basis for allowing or rejecting the installation of food waste disposers (FWD) in private households. FWD's are installed because it is a convenient and hygienic way of quickly disposing food waste in the kitchen, and because it is reducing the amount of organic waste on dump sites and finally to exploit the energy in the waste at wastewater treatment plants with digesters.

The report reviews the effect of food waste disposals on the operation of sewer systems, wastewater treatment plants and solid waste management and the effect on exploiting the energy in the food waste. Finally the environmental consequences for directing food waste to incineration, biogas production or to a wastewater treatment plant are investigated.

Concerning operation of sewer systems it is concluded that systems with a long retention time the problem of formation of hydrogen sulphate can be exacerbated by adding food waste to the wastewater. There has been found no support in the claim that food waste from private homes which is directed to the sewer system can lead to sedimentation, problems with FOG (fat, oil, grease) or lead to an increase in the rat population in the sewer.

Wastewater treatment plants are first of all impacted through an increase in the organic load on the plant. However, the impact from nutrients and toxic compounds are of marginal importance.

The organic fraction of house hold waste is approximately 20-30 %. If FWD's are installed in all or a majority of homes in urban area, the frequency of collecting solid waste from households can be reduced

The potential energy food waste is most efficiently exploited in incineration plants with generation of power and heat. The second best exploitation is in biogas plants and the least is by directing the food waste to a wastewater treatment plant. The largest reduction in emission of greenhouse gasses is achieved in biogas plants. However, there can be situations in new urban developments where it would be an overall advantage to remove the food waste by using FWD's.

The reason why less energy is exploited from food waste that is directed through the sewer system to a wastewater treatment plant is that in wastewater treatment plant (with primary clarifiers), approximately 40 % of the COD is lost in the process tank and through the effluent.

The energy and environmental efficiency of exploiting the energy in food waste depends on the source of energy (which the food waste is replacing) that is used in production of power and heat, and the type of fuel in the transportation section.

# 1 Formål

Redegørelsens overordnede formål er at vurdere de samlede fordele og ulemper for en kommune ved at til-lade brug af køkkenkvarne i boliger, herunder belyse konsekvenser mht. energi, CO<sub>2</sub>, miljø, drift og affalds-håndtering.

Blandt DANVA's medlemmer er der interesse for at få klarhed over, hvilke konsekvenser der er for afløbssy-stem og renseanlæg ved at tilføre kværnet organisk affald fra husholdninger inklusiv biogasproduktion på renseanlæg

Redegørelsen skal give kommuner og vandselskaber et bedre grundlag for at afgøre ansøgninger om instal-lering af køkkenkvarne og skal forbedre grundlaget for en strategi inden for håndtering af organisk køkken-affald.

Projektet er udført af COWI A/S. Finansieringen er foretaget i fællesskab mellem DANVA, Aalborg Forsy-ning, Kloak A/S, Århus Vand A/S, VandCenter Syd as.

En følgegruppe bestående af:

Helle Katrine Andersen, DANVA

Helle Christensen Strandbæk, Aalborg Forsyning, Kloak A/S

Per Henrik Nielsen, Vandcenter Syd as

Paul Kristian Thomsen, Århus Vand A/S

har deltaget i projektets gennemførelse i form af bidrag med datamateriale, diskussion af indhold og fremdrift på 3 arbejds møder og kommentering af rapportudkast.

Redegørelsens specifikke formål er:

- En vurdering af de driftsmæssige konsekvenser for afløbssystem, renseanlæg, affaldsindsamling og affaldsbehandling;
- En energi- og miljømæssig vurdering af metoder til udnyttelse af en boligs organiske affald ved af-faldsforbrænding, bioforgasning eller i et renseanlægs rådnetank



## 2 Introduktion og baggrund

Der er et generelt ønske om at udnytte energien i vores affald mest og bedst muligt for at erstatte fossilt brændstof. Det organiske affald fra boliger i DK udnyttes hovedsageligt til energi på affaldsforbrændingsanlæg. Enkelte kommuner udnytter dog denne fraktion til biogasproduktion eller kompost.

Der er en stigende efterspørgsel efter køkkenkværne specielt i større nybyggerier, men også i eksisterende karrébyggeri og i forbindelse med installation af nyt køkken i eksisterende bolig. Der er derfor behov for at fastlægge, hvor madaffald som energikilde udnyttes bedst: På et affaldsforbrændingsanlæg, ved bioforgasning eller i et renseanlægs rådnetank.

Det vurderes generelt, at anvendelse af køkkenkværne kan forbedre de arbejdsmiljømæssige forhold for renovationsarbejderne, da den tunge, organiske affaldsfraktion delvist fjernes fra dagrenovationen. Dermed mindskes risiko for spredning af bakterier, endotoxiner o. lign. Tilsvarende vil køkkenkværnen forbedre hygiejnen i private hjem (især etageboliger), hvor det organiske affald fjernes hurtigt fra køkkenet og eventuelle affaldsrum/skure.

Holdningen til køkkenkværne i Europa er flere steder mere baseret på følelser og generelle holdninger end på fakta fra undersøgelser. Holdninger som "afløb er for spildevand og affald skal i skraldespanden", "madaffald i afløbet er ikke kildesortering" samt "antal rotter vil eksplodere" findes på kommunale og vandselskabers hjemmesider.

Bag beslutninger i Europa om forbud mod installation af køkkenkværne findes også en overordnet vurdering af affaldsbehandling (losseplads, kompostering, affaldsforbrænding) og afløbssystem (mange aflastninger, ingen rådnetank, m.v.). F.eks. vil der i områder, hvor man satser på kompostering af organisk affald, hvor der ikke findes rådnetanke på renseanlæg eller hvor renseanlæggenes kapacitet allerede er fuldt udnyttet (mht. belastning med organisk stof) være modstand mod installation af køkkenkværn.

Lande som USA, Irland, Norge og Sverige har lang erfaring med køkkenkværne, både vedrørende deres udbredelse og påvirkning af spildevandssystemer. Senest har Stockholm Vatten (SV) vedtaget at give generel tilladelse til installation af køkkenkværne i boliger i SV's område uden forudgående ansøgning og vurdering. Desuden fjernes det årlige gebyr på køkkenkværnene, som før var på 312 svenske kr./år (eks. moms). Hovedargumentet i Stockholm for at revidere indstillingen til køkkenkværne i boliger er et ønske om at øge biogasproduktionen på renseanlæggene. De driftsansvarlige for spildevandssystemet i Stockholm var på forhånd ikke tilhængere af indførelsen af køkkenkværne.

### 2.1 Regulering af bioaffald

Deponeringsdirektivet (1999/31/EF af 26. april 1999) indeholder krav om, at EU medlemsstater opstiller en national strategi, der sikrer en reduktion af deponering af bioaffald. Strategien skal sikre følgende:

- Senest i 2006 skal mængden af bionedbrydelig dagrenovation, der føres til deponering, være reduceret til 75 % af den samlede mængde, som blev produceret i 1995
- Senest i 2008 skal mængden være reduceret til 50 % af den samlede mængde, produceret i 1995
- Senest i 2016 skal mængden være reduceret til 35 % af den samlede mængde, produceret i 1995

**I Danmark har det dog været forbudt at deponere forbrændingseget (og herunder bioaffald) siden 1997.** Det meste organiske køkkenaffald fra private boliger bortskaffes sammen med den øvrige dagrenovation til affaldsforbrænding. Enkelte kommuner i Danmark har kildesortering, hvor det organiske køkkenaffald behandles ved kompostering eller ved bioforgasning.

På EU niveau er der i flere år blevet drøftet et bioaffaldsdirektiv, som påbyder medlemsstaterne til at gennemtvinge en separat indsamling og behandling af bioaffald fra private husholdninger. Europa parlamentets Miljøudvalg arbejder for gennemførelsen af dette direktiv, men det blev bremset af Kommissionen. Derimod fremgår det af EU's affaldsrammedirektiv (2008/98/EF af 19. november 2008), at medlemsstaterne skal træffe foranstaltninger for separat indsamling og behandling af bioaffald, når det "er relevant" ifølge direktivet. Samtidig åbner direktivet op for, at miljømæssige resultater fra en vurdering, som anvender livscyklustankegangen, kan anvendes til at afvige fra affaldshierarkiet.

Ifølge Miljøstyrelsen affaldsstrategi Del 2 (Miljøstyrelsen 2009) skal der gennemføres en livscyklusvurdering og miljø- og samfundsøkonomiske analyser af organisk affald, hvor miljø, økonomi og ressourcetrækkene bliver afvejet. Formålet er at tilvejebringe et grundlag til fremtidige beslutninger om reguleringen af forskellige biologiske affaldsfraktioner. Derfor er det p.t. uvist hvordan reguleringen vil fastlægge rammerne for det organiske affald, men tidligere studier har vist, at der ikke er væsentlige miljømæssige fordele ved separat behandling af organisk affald. På den anden side er der kommet mere fokus på fosfor som ressource, som skal varetages og recirkuleres, også fra affald, i højere grad end i dag.

I Danmark kræver opsætning af køkkenkværne i boliger en godkendelse fra kommunen.

## 2.2 Metode

Vi har i denne rapport søgt rapportering på undersøgelser af spildevandssystemer hvor køkkenkværne er blevet installeret, specielt i vore nabolande, men også i USA, hvor køkkenkværne har været tilladt i over 50 år.

I Danmark er der kun et område med driftserfaring med afløbssystemer, der modtager køkkenkværnet affald. Køkkenkværne blev i 1997 installeret i karréer i Ishøj. Køkkenkværne er også installeret andre steder, men der findes ingen samlet registrering af hvor og af konsekvenser for afløbssystem.

På basis af undersøgelser af påvirkning på afløbssystemer og renseanlæg i Norge, Sverige, Irland og New York samt den ene danske erfaring, vurderes de driftsmæssige påvirkninger på afløbssystem og renseanlæg. De driftsmæssige erfaringer, der er gjort på afløbssystemer i Norge, Sverige og New York består bl.a. af TV-inspektion af afløbsrør før og efter installation af køkkenkværne.

Da problemet omkring påvirkning af rotter fra kværnet madaffald ofte forekommer som en af flere begrundelser for forbud mod installation af køkkenkværne, har vi inddraget Ann-Charlotte Heiberg, tidl. Statens Skadedyrslaboratorium, for en vurdering af dette område.

Sammen med de tre donor-vandselskaber og DANVA er følgende renseanlæg udvalgt for at vurdere belastningspåvirkning samt energi- og miljøkonsekvenser ved en tilslutningsgrad på 10% og 50% af beboerne i oplandet:

*Tabel 2.1 Oversigt over renseanlæg udvalgt til vurdering af påvirkning*

Renseanlæg	Kapacitet	Belastning	
		2009	2020
	p.e.	p.e.	p.e.
<b>Aalborg</b>			
Aalborg Vest	265.000	127.000	140.000
Aalborg Øst	75.000	45.000	60.000
<b>Odense</b>			
Ejby Mølle	385.000	236.000	244.000
Nordvest	65.000	51.000	53.000
Bogense	7.000	4.907	5.100
<b>Århus</b>			
Marselisborg	200.000	158.000	181.000
Viby	83.000	41.000	64.000
Åby	84.000	71.000	87.000
Egå	120.000	75.000	114.000

Principdiagram for anlæggene er givet i Bilag 2.

Energi- og miljøkonsekvenserne er opgjort ved at skønne udledte mængder stof, ekstra producerede biogasmængder, ekstra slammængder samt ekstra emissioner fra biogas-motorer og slamforbrænding ved 10% henholdsvis 50% tilslutningsgrad.

Energi- og miljøbetragtningerne fra behandling via køkkenkvarne og renseanlæg sammenlignes med tilsvarende betragtninger, såfremt det organiske affald bliver i affaldssystemet og enten forbrændes på affaldsforbrændingsanlæg eller behandles på et biogasanlæg. Miljøvurderingen anvender livscyklusmetoden, således at ressourceforbrug og udledninger til miljøet inkluderes for hele systemet inklusiv produktion af materiel, indsamling og fra energiproduktion for den anvendte og producerede energi, som genereres ved behandling af affaldet.

## 2.3 Uvildighed

Vi har været særligt opmærksomme på at nogle af de rapporter og artikler vi har baseret denne undersøgelse på, er sponsoreret af InSinkErator, som producerer køkkenkvarne. Også rapportering fra CECED, som er en interesseorganisation for bl.a. producenter af køkkenudstyr, har vi læst med særlig kritisk holdning. Med dette in mente indeholder disse rapporter og artikler dog meget anvendeligt og veldokumenteret materiale. Dog kan der savnes omtale af erfarede eller mulige negative konsekvenser. Udsagn som f.eks. "ingen rapporterede driftsproblemer i afløbssystemer" betyder generelt at der ikke er foretaget specifikke undersøgelser af påvirkningen fra madaffald.

Vi har specielt søgt rapportering om driftsproblemer i afløbssystemer direkte fra vandselskaber med lang tids erfaring med installerede køkkenkvarne, f.eks. Sverige, Australien og USA.

## 3 Køkkenkværnen

### 3.1 Producenter

Køkkenkværn til boliger produceres først og fremmest i USA og i Kina, se Bilag 8. Der er ikke fundet producenter i Europa. Markedet i den vestlige verden domineres af InsinkEerator (Emerson Electric Co.), der har kontorer i lande hvor der sælges mange køkkenkværne: Australien, Brasilien, Canada, Kina, Spanien, Italien, Japan, New Zealand, Rusland, England og USA. I 1993 have virksomheden produceret 50 mio. køkkenkværne og i 2001 producerede de 75% af køkkenkværne solgt på verdensplan. I 2008 solgtes ca. 100.000 køkkenkværne i Europa.

I China findes der nu 15-20 producenter, der ud over Kina også sælger i Australien og New Zealand.

### 3.2 Funktion

En køkkenkværn tilsluttes direkte på afløbet fra køkkenvasken før vandlåsen. Kværnen findeler madrester med et roterende rivejern der findeler madrester til en størrelse på 3-5 mm, men stykker med en længde på 40-50 mm(kartoffel, løg) kan forekomme.

Erfaringer viser at der kan kværnes op mod 80 % af madaffald. Kværnen kan typisk ikke håndtere større knogler, majsolber, muslingeskaller og større mængde fedt eller dej.

Køkkenkværnen støjner mindre end en blender eller en støvsuger, dvs. mindre end 70 dB(Stockholm 2008). Energiforbruget er opgjort til 3-4 kWh/bolig/år (Karlberg og Norm, 1999) og 5-6 kWh/bolig/år (Stockholm, 2008)

Vandforbruget er skønnet til henholdsvis 3-6 l/bolig/døgn (Stockholm 2008/Karlberg og Norm 1999) og 3-4,5 l/bolig/døgn (CECED 2003). Dvs. at stigning i vandafledning efter installation af køkkenkværn er mindre end 2%.



*Fig. 1 Køkkenkværn og installation under køkkenvask (Stockholm 2008)*

Køkkenkværnen er installeret dels fordi den er en hurtig og praktisk måde at bortskaffe madaffald for forbrugeren, det reducerer gener fra fluer, rotter og fugle omkring boligen og for at reducere organisk affald på lossepladser (forbudt i Danmark).

Desuden kan køkkenkværne installeres for at reducere kørsel med affald idet tiden mellem affaldsindsamling kan forlænges, når der ikke er organisk materiale i affaldet. Det kræver dog, at hovedparten af boligerne får installeret køkkenkværn, for ikke at forringe serviceniveauet for borgerne.



### 3.3 Tilslutningsgrad

Tilslutningsgraden afhænger bl.a. af følgende faktorer:

Nationalt forbud mod installation af køkkenkværn

Manglende grundlag for at give tilladelser blandt lokale myndigheder

Finansiell støtte til installation af køkkenkværn

Beslutning om installation i forbindelse med større nybyggeri eller renovering af boligområde

Køkkenkværnen er især udbredt uden for Europa, hvor installation har været tilladt visse steder i over 70 år. I USA skønnes det at over 50% af alle hushold har en køkkenkværn (Strive 2008). Her kræves i mange byer at der installeres en kværn. I New York var kværnen forbudt indtil for 10 år siden, men efter undersøgelser af effekten på afløbssystem og renseanlæg blev det besluttet at give en generel tilladelse. Afløbssystemerne her, er ikke specielt dimensioneret til at inkludere kværnet madaffald.

Canada har en udbredelse på 10%, Australien 12% og New Zealand 30% (Strive, 2008). Der bør således være omfattende erfaring med påvirkning på spildevandssystemer fra disse lande. Der er dog meget lidt rapportering på problemer i afløbssystemer og en henvendelse direkte til vandselskaber i Australien (Diane Wiesner, Australian Water Association) og Californien (sfwater) giver heller ikke links til rapportering om problemer.

EU skønner at ca. 1% af boliger har en køkkenkværn. I Europa er kværnen indført i Irland, England og Italien, dog med samlede tilslutningsgrader i størrelsesordenen 5%. I disse lande er køkkenkværnen søgt indført for bl.a. at reducere mængden af organisk affald på lossepladser (for at overholde EU regulering).

I Sverige (Stockholm 2008) og Norge (Nedland 2006) er der gennemført forsøg med installation af køkkenkværn i hele bydele (Staffanstorp, Surahammar, Bardu og Austbygde). I Staffanstorp har ca. 50% af byens 4000 indbyggere siden dens indførelse i 1997 installeret køkkenkværn, og allerede i 1998 havde 30% installeret en køkkenkværn.

I Norge er der i perioden 1999- 2006 installeret ca. 35.000 køkkenkværne i boliger. Der er dog i 2007 udstedt et nationalt forbud mod installation af køkkenkværne, som den enkelte kommune må søge fritagelse fra, hvis man fortsat ønsker at køkkenkværne kan installeres (Nedland, 2006). Begrundelsen for forbuddet er dels at det samfundsøkonomisk ikke er rentabelt, dels at det antages at øge recipientbelastningen. Et andet argument er at det er lettere at afsætte komposteret madaffald end spildevandsslam. En sammenblanding af madaffald og spildevand kan resultere i at en mindre del af madaffaldet ender med at blive udnyttet. Undersøgelserne i Norge er baseret på meget høje tilslutningsgrader af køkkenkværne.

I Sverige har Stockholm besluttet at tillade installation af køkkenkværne, dog skal der for særligt udsatte dele af afløbssystemet vurderes om det kan give problemer (Stockholm, 2008). Ønsket i Stockholm er bl.a. at øge produktion af biogas til brug i transportsektoren og undgå at bygge nye biogasanlæg (se kap. 6.4).

Det forventes i Stockholm (Stockholm 2008) at tilslutningsgraden, efter frigivelse af køkkenkværnen, vil stige med 0,5-1% om året, hvilket vil føre til en tilslutningsgrad på 5-10% over 10 år.

I EU forventes tilslutningsgraden i europæiske lande uden forbud ikke at overstige 15% de næste 25-30 år (CECED, 2003).

I den følgende tabel vises en oversigt over regulering af installation af køkkenkværne inden for og uden for Europa. Flere steder gælder det at køkkenkværne er installeret inden dette blev reguleret. Steder som f.eks. New York har haft forbud, som er ophævet. Norge derimod har indført forbud efter ca. 35.000 kværne var installeret på landsplan.



Tabel 3.1 Regulering af køkkenkværne internationalt

Land	Forbudt på nationalt niveau	Frarådes på nationalt niveau	Lokalt reguleret af kommuner eller amt	Opfordres anvendt	Krav om installation	Udbredelse
<b>Europa</b>						
Sverige			•			
Norge		•	•	• <sup>1</sup>		
Finland			•			
Tyskland		•	•			
Holland	•					
Belgien	•					
Luxemborg	•					
England		•	•	• <sup>2</sup>		5%
Irland			•			
Frankrig		•	•			
Italien			•	• <sup>3</sup>		
Østrig	•					
<b>Uden for Europa</b>						
USA				•	•	50% i 2002
Canada			•			10%
Australien			•			12%
Japan			•			
New Zealand			•			30%

<sup>1</sup> Byerne Bardu, Froya og Hitra støtter installering af KKA finansielt

<sup>2</sup> Herfordshire county og Worcestershire county refunderer £ 80 (2005) til et hushold der installerer KKA

<sup>3</sup> Capri støttede installation med \$180 i 1998

## 3.4 Køkkenværnet affald (KKA)

### 3.4.1 Affaldsmængder

Der dannes hvert år ca. 1,7 mio. ton dagrenovation fra private boliger i Danmark. Dette svarer til ca. 300 kg per år per dansker. Af denne mængde er ca. 30-35 % svarende til ca. 500.000 - 600.000 ton organisk affald per år (Petersen og Domela, 2003), som er velegnet til biologisk behandling. Mængden varierer afhængig af hvilke fraktioner, der anses som velegnet. Eksempelvis kan aftøringspapir og andre papirfraktioner anses som organiske, og dermed egnet til biologisk behandling.

I 2008 blev 38.000 ton organisk dagrenovation fra private boliger særskilt indsamlet og behandlet (Miljøstyrelsens affaldsstatistik 2007 og 2008). De resterende mængder bliver bortskaffet med det øvrige restaffald og bliver brændt på de ca. 30 forbrændingsanlæg, som findes i Danmark. Størstedelen af den indsamlede organiske affaldsmængde bliver behandlet ved kompostering, mens ca. 15.000 ton bliver bioforgasset i enten Grindsted eller ved Biovækst i Audebo.

### 3.4.2 Sammensætning af organisk husholdningsaffald

Organisk køkkenaffald, som er egnet til køkkenværne, består af:

- Vegetabilsk madaffald indeholder bl.a. kaffegrums, kartoffelskræller, grøntsager og frugt.
- Animalsk madaffald indeholder bl.a. madrester f.eks. kød, ost, fedt, pålæg

Den kemiske sammensætning af organisk husholdningsaffald ses i Tabel 7.1. Heraf ses at et typisk tørstofindhold er på ca. 30 til 35 %, og at den nedre brændværdi er på mellem 3,7 og 5,2 MJ/kg vådt affald.

Tabel 3.2 Karakterisering af kildesorteret organisk husholdningsaffald (kilde: Nordisk Ministerråd, 2007)

Tørstof	30 - 35	%
Glødetab (VS)	90	% af TS
Nedre brændværdi	18,1 - 19,3	MJ/kg TS
Metan potentiale	450	liter CH <sub>4</sub> /kg VS
	500	liter CH <sub>4</sub> /kg TS
C	48,6	% af TS
Tot-N	3,3	% af TS
Tot-P	0,45	% af TS
K	0,91	% af TS

### 3.4.3 Mængde af KKA

Som det ses i følgende tabel så vurderes det, at der kan føres ca. 60 kg organisk husholdningsaffald per person per år via køkkenkværn og kloaksystemet.

Tabel 3.3 Boliger og affaldsproduktion

Boligsstørrelse	2,14	pers./bolig	statistikbanken
Potentiale per person	90	kg bioaffald/år	MST 2003
Indsamlet mængde	67%		Stockholm rapport
	60,3	kg/pers/år	beregnet
	129	kg/bolig/år	beregnet

Dette betyder at mængden af kværnet køkkenaffald (KKA) kan opgøres som i følgende tabel:

Tabel 3.4 mængde og sammensætning af kværnet køkkenaffald (Nordisk Ministerråd, 2007)

	kg/pers/år	kg/bolig/år	Enhed
Tørstof (TS)	18,1	38,7	kg TS
Glødetab (VS)	16,3	34,8	kg VS
COD	25	52,6	kg COD
BOD	8,7	18,6	kg BOD
C	8,8	18,8	kg C
Tot-N	0,60	1,3	kg N
Tot-P	0,08	0,2	kg P
K	0,16	0,4	kg K
Metan potentiale	9,05	19,35	m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub>

I den følgende tabel er årlig tilledning fra køkkenkværn sammenlignet med den årlige tilledning per person af stof til spildevand (hvis der ikke var køkkenkværn installeret):

*Tabel 3.5 Sammenligning af KKA og standard indhold i spildevand*

	KKA	Tilledning til spildevand	KKA andel
	kg/pers/år	kg/pers/år	
BOD	8,7	21,9	40%
Tot-N	0,6	4,38	14%
Tot-P	0,08	0,99	8%

Ved en tilslutningsgrad på 10% vil den organiske belastning (BOD) fra boliger på et renseanlæg således stige med 4% og ved 50 % tilslutning med 20%.

## 4 KKA og afløbssystem

Påvirkning af afløbssystem er ofte skønnet ud fra lokal "sund fornuft". Andre har gennemført forsøg i laboratorium f.eks. som led i PhD-opgaver. Endelig er der i USA, Norge og Sverige gennemført undersøgelser af afløbssystemer efter tilslutning af en væsentlig mængde køkkenkvarne.

F.eks. har ca. 50 % af byens 4.000 indbyggere i Surahammar, Sverige, installeret køkkenkvarn siden dens indførelse i 1997, og allerede året efter i 1998 havde 30% installeret en køkkenkvarn. I over 10 år har man fulgt påvirkning af ledningsnet og renseanlæg (Evans 2010). Tilsvarende har køkkenkvarne haft stor udbredelse i Staffanstorp og begge steder er der ikke registreret problemer, der kan henføres til tilførsel af kvarnet madaffald. Disse erfaringer har haft væsentlig påvirkning på den svenske holdning til at tillade køkkenkvarne.

I det følgende er gennemgået driftserfaringer og undersøgelser, dels fra Nordeuropa, dels uden for Europa.

Vi har bl.a. vurderet problematikken omkring rotter nærmere, da øget rotteplage ofte angives som begrundelse for forbud mod køkkenkvarne.

### 4.1 Hydraulisk belastning

Som det fremgår af afsnit 3.2 øges tørvejrsmængden i gennemsnit med under 2% fra en bolig, og derfor vil den hydrauliske påvirkning selv ved meget høj tilslutningsgrad ikke kunne registreres. Dette bekræftes også af undersøgelsen i Ishøj og Surahammar

### 4.2 Sedimentation og blokering

Ishøj Kommune tillader i sit Regulativ for Husholdningsaffald installation af køkkenkvarne som et led i kilde-sortering af husholdningsaffald. Siden 1997 er køkkenkvarne installeret i kommunen, især i offentlige institutioner, f.eks. plejehjem. Installation af køkkenkvarne har ikke her givet problemer med øget sedimentation, rotter, lugt eller fedt (samtale med Svend Fischer, Ishøj Vand). Her har man gjort den erfaring at rør nedstrøms køkkenkvarne har mindre fedtaflejringer sammenlignet med rør hvor disse ikke er installeret.

Forsøgene i Sverige (Staffanstorp og Surahammar, Nielson 1990/ Evans 2010/Karlberg og Norim 1999) og i Norge (Austbygde og Fossnes, Nedland 2006) viste ingen forværring af driftsproblemer på ledningsnettet, inklusiv pumpestationer og trykledder, efter installation af køkkenkvarn. Alle steder blev afløbssystemet TV inspiceret før installation af køkkenkvarne og efter.

I Fossnes blev der registreret stigning i aflejringer på gamle ledninger, som var i dårlig stand og som havde for ringe fald. Samme erfaring med ledninger med for ringe fald blev også registreret i Japan (NILIM 2006). Kegebein (Karlsruhe 2001) demonstrerede at ved en flow hastighed på 0,1 m/s sedimenterede KKA ikke,

hvilket er noget lavere end den hastighed der normalt kræves for selvrensning. I Holland konkluderede de König (1996) at selv i områder med meget lidt fald sedimenteres KKA ikke, heller ikke fedt.

New York, der indtil for ca. 10 år siden havde et forbud mod køkkenkværne, gennemførte en vurdering af afløbssystemet og konkluderede at tilslutning af køkkenkværne ikke ville medføre øgede driftsudgifter for spildevandssystemet. Køkkenkværne blev som forsøgsordning installeret i boligområder og afløbssystemer blev herefter tv-inspiceret for at registrere aflejringer, tilstopper m.v. Der blev ikke registreret ændring i de driftsproblemer der allerede var og heller ikke nye problemer. Bl.a. noterede man at kværnet madaffald har en specifik densitet, der er lavere end indhold i spildevand generelt og meget mindre end sandkorn. Herefter blev generel tilladelse givet. Der er ikke siden rapporteret driftsproblemer.

San Francisco Public Utility Commission orienterer (i mail af 27. jan. 2011) at der ikke er regulering vedr. køkkenkværne og at privat installerede køkkenkværne ikke har givet problemer i afløbssystem eller på renseanlæg. Køkkenkværne har her været installeret i over 70 år med tilslutningsgrad på over 50%. Installation på grillbarer, restaurationer, m.v. kan give problemer med fedt.

## 4.3 Fedt

Fedt forekommer som et problem i danske afløbsrør, hvor det i nogle områder kan blokere rørene. Fedt er især et problem ved grillbarer o.l. Tømning i boliger af fedt i køkkenvasken er dog ikke afhængig af om man har installeret køkkenkværn eller ej. Erfaringen fra Ishøj viser at det kværnede køkkenaffald "binder" fedtet således at det afsættes mindre.

I Sverige og Norge rapporterer flertallet af vandselskaber problemer med fedt som tilstopning, ophobning i pumpestationer, m.v. uafhængig om der er installeret køkkenkværn eller ej (Svensk Vatten 2010). I Sverige er problemer med fedt værst i betonledninger, i Norge er det værst i ledninger af PVC. Det er ikke vurderet om installation af køkkenkværn i privat hushold vil forværre problemet. Aflejring af fedt er ikke observeret efter 10 års drift i Staffanstorp og Surahammar, Sverige (Evans 2010)

I Tyskland rapporterer DWA<sup>1</sup> at problemer med fedt ikke er et prioriteret problemområde (Svensk Vatten 2010), hvorimod fedt i afløbssystemer er et stort problem i USA (FOG = fat oil grease). I USA betragtes bi-draget fra boliger som betydningsfuldt og relateres til en relativ høj fedtkonsummering.

I Irland skønnes fedt kun at kunne blive et problem, hvis der er installeret køkkenkværne på grillbarer, restauranter, o.l. (Strive 2008).

---

<sup>1</sup> Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.

## 4.4 Svovlbrintedannelse og lugt

De svenske og norske undersøgelser viser ingen registrering af problemer med svovlbrintedannelse i ledningssystemer. Kärrman (2001) nævner at steder i afløbssystemet med eksisterende svovlbrinteproblemer kunne forværres med høj tilslutningsgrad af køkkenkværne. Dette kunne f.eks. være tilfældet i lange trykledninger.

De svenske og norske undersøgelser har heller ikke registreret svovlbrinte eller lugtproblemer fra pumpestationer. Dette kunne skyldes at der ofte er bedre fald på ledningssystemer i disse lande samt at afskærende ledningssystemer inkl. lange trykledninger ikke er udbredt. Lang transporttid forekommer nu oftere i Danmark i takt med centralisering af spildevandsrensning.

Sverige gennemfører p.t. en undersøgelse af langtidspåvirkning af afløbssystemer nedstrøms områder hvor der har været installeret køkkenkværne længe, f.eks. Surahammar og Staffanstorp. Ledningerne tv-inspiceres. Resultatet foreligger først til efteråret (kommunikation med Annelie Heström, Luleå Tekniska Universitet).

I DK er der udviklet en metode, WATS, som for et specifikt ledningssystem kan vurdere svovlbrinteudviklingen og påvirkning fra tilførsel af organisk stof, f.eks. fra køkkenkværne (kommunikation med Jes Vollertsen, Aalborg Universitet).

Alt andet lige vil tilsætning af letomsætteligt stof fra kværnet madaffald til et ledningssystem forværre en situation hvor svovlbrintedannelse er registreret som et problem. Ved tilslutningsgrader af køkkenkværne på over 10% kan der i ledningssystemer med lange opholdstider opstå svovlbrinteproblemer, som derfor må vurderes f.eks. ved hjælp af ovennævnte metode, WATS.

## 4.5 Rotter

De undersøgelser, der er lavet vedrørende rotter i afløbssystemet, er primært foretaget i fælles ledningssystemer. Rotter forekommer også i separate spildevandsledninger, men her er der ikke lavet undersøgelser.

Undersøgelser har vist, at rotterne lever i store dele af afløbssystemet, men at de ikke forekommer i hele ledningssystemet (Colvin *et al.* 1998, Channon *et al.* 2004, Heiberg & Leirs 2011). Typisk vil rotterne opholde sig i områder med lav vandføring og relativ lille ledningsdimension. Det betyder, at rotter typisk forekommer øverst i ledningssystemet og dermed i de mindre ledninger og stikledninger. Rotter forekommer også i de dele af ledningsnettet, hvor dimensionerne bliver større og vandføringen højere, men ikke i lige så stort antal, som længere oppe. Årsagen er ukendt, men det antages, at rotterne i disse områder har en større risiko for at drukne. Så betragtes hele ledningssystemet vil der være områder, som har flere rotter end andre områder (Colvin *et al.* 1998, Heiberg & Leirs 2011). Der findes som nævnt ingen undersøgelser af kloakrotter i separate systemer, men i kraft af ledningssystemernes udformning er det tænkeligt, at det er sammenlignelig med den nedre del af et fællessystem, hvor der vil være mere vand i hovedledningen og derfor vil rotteforekomsten udelukkende være afhængig af de mindre stikledninger.

Der kan ikke være et ubegrænset antal rotter i stikledningerne. Antallet af rotter vil være styret af levestedets kvalitet. Det der betinger rotternes tilstedeværelse i afløbssystemet er, som det er for bestande, som lever over jorden, at rotten skal have adgang til vand, føde og skjulested/redeplads. I afløbssystemet er vand ikke en begrænset ressource og kun i det omfang, at der er for meget vand, vil dette kunne have en negativ effekt på forekomsten og antallet af rotter.

#### **4.5.1 Føden**

I afløbssystemet er føden som regel forekommende i relative konstante mængder og kvalitet. Rotten lever fint af vores ekskrementer og hvad der ellers bliver skyllet ud med spildevandet. I undersøgelser, der har haft til formål at undersøge kloakrotternes biologi, blev bl.a. kloakrotternes kropsvægt registreret. Den gennemsnitlige kloakrotte har en vægt på mellem 250-300 g. (Heiberg upubliceret data) og er sammenlignelig med vægten hos overfladerotter. Generelt har kloakrotterne en fin huld og velplejede pels, hvilket er indikatorer for, at rottens levested i afløbssystemet er gode. På den baggrund vurderes det, at udledningen af færdigt køkkenaffald vil have lille indflydelse på kloakrotternes generelle sundhedstilstand og ikke vil resultere i en signifikant bestandsforøgelse.

Fra engelsk side hævdes det at rotter "fanger" madklumper i spildevandet og en findeling i en køkkenkværn af f.eks. majs, ris, kartofler, o.l. vil reducere rottens fødemængde i rørene (Evans 2010).

#### **4.5.2 Redepladser**

Redepladser er formentlig den alt afgørende faktor for kloakrotternes forekomst og antal. I områder med knaphed på redepladser vil hunrotten have sværere ved at få et kuld unger på benene, pga. forstyrrelser. Generelt antages at der er de rotter, som der er plads til. Derfor vil et ændret og øget fødegrundlag ikke kunne få bestanden til at stige udover, hvad området kan rumme (bærekapacitet). Det kan dog ikke udelukkes, at der kan forekomme områder, hvor der er plads til bestandstilvækst, men at fødegrundlaget er for ringe – her vil tilført føde kunne medføre en øget bestandstilvækst, men igen – ikke udover områdets kapacitet.

#### **4.5.3 Tiltrækning af rotter**

Det kan ikke udelukkes, at et ændret fødegrundlag vil kunne tiltrække rotter til områder, hvor der ikke tidligere har været rotter. Men hvis området i forvejen er beboet af en fast rottebestand, vil den ændrede føde ikke give ophav til, at rotterne øger deres antal, som følge af tilflyttere/indvandring. Tilflyttere tillades sjældent i en allerede etableret rottebestand. Det er blevet påvist, at selvom der ikke er fysiske barrierer for kloakrotterne, så opretholder rotterne gruppe/familie-territorier i afløbssystemet, hvor rotterne kun sjældent vil passere disse grænser (Heiberg & Leirs 2011).



## 4.6 Overløbsbygværker

Tilslutning af køkkenkvarne til fællessystemer opstrøms for et overløbsbygværk vil øge indholdet af især organisk stof i aflastningsvandet. Den følgende tabel for anlæg inkluderet i denne undersøgelse viser at tilslutningsgrader på under 10% ikke vil medføre en signifikant øgning af forureningsbelastningen (se også tabel 5.2). Ved større tilslutningsgrader må øgning i mængden af organiske stoffer indregnes når acceptabel aflastningshyppighed skal fastlægges.

Tabel 4.1 Stigning i belastning fra overløbsbygværker

Stof	Stoftilførsel fra KKA	Ekstra belastning	
		10%	50%
	kg/pers/år	tilslutning	tilslutning
COD	25	2-5 %	12-25%
BOD	8,7	2-5 %	14-25%
Tot-N	0,6	0,8- 1,7 %	4-8%
Tot-P	0,08	0,6 - 1,3 %	3-6%

En vurdering af irske overløbsbygværker (Strive, 2008) konkluderer at for overløbsbygværker med flere end 6 aflastninger/år kan der være markant påvirkning af recipient.

I Norge har beregninger af stigende mængder af stoffer i overløb og udløb fra mekaniske renselanlæg været en del af begrundelsen for at forbyde køkkenkvarne. Der er ikke specielt taget højde for klimaændringer.

## 5 KKA og renseanlæg

### 5.1 Spildevandsrensning i DK

Opbygningen af renseanlæg i DK inkluderer generelt finriste (3-6 mm risteafstand), sandfang, i nogle tilfælde forklaring, procestanke og efterklaringstanke. Rådnetanke er udbredt på større renseanlæg og der er installeret slamafvanding på de fleste anlæg. Slammet sendes enten til forbrænding, komposteres eller udbringes på landbrugsjord.

Ud fra egne erfaringer og oplysninger fra DANVA, Krüger og Puntkilder rapporten 2008 skønnes at 70- 80% af DK's befolkning er tilsluttet renseanlæg med rådnetank. Især byer større end 20-40.000 indbyggere er tilsluttet anlæg med rådnetank. Af de udvalgte anlæg er 92% af belastningen tilsluttet et anlæg med rådnetank.

*Tabel 5.1 Renseanlæggenes størrelsesfordeling i 2008 (By- og Landskabsstyrelsen 2008)*

Anlægskapacitet	Antal renseanlæg	Belastning i % af belastning på alle anlæg
≥ 30 PE	1.055	100
≥ 500 PE	587	99
≥ 2.000 PE	423	98
≥ 5.000 PE	272	94
≥ 15.000 PE	143	84
≥ 50.000 PE	67	69
≥ 100.000 PE	38	54

### 5.2 Erfaringer i Sverige og Norge

Undersøgelsen på Haga renseanlæg, Surahammar, viste en meget lille øgning af ristestof (3mm finrist), ingen mærkbar øgning i Tot-N, Tot-P og BOD, ingen øgning i energiforbrug til beluftning ved en tilslutningsprocent på 50% af køkkenkvarne i husholdningerne (Ceced 2003 og Evans 2010). Dette meget overraskende resultat forklares med at letomsætteligt organisk stof omsættes i afløbssystemet på vej til renseanlægget. Da fosforindholdet ikke steg, medførte det ikke stigning i kemikalieforbruget. Rapporteringen har

baggrund i data indsamlet over en 2 1/2 års periode på renseanlægget. Undersøgelsen er støttet af en producent.

Undersøgelserne i Staffanstorp viste en øget mængde organisk stof til det biologiske renses trin på 55% efter forsedimentation (Nielson 1990). Overskudsslammængde blev øget med 25%. Undersøgelsen her nåede dermed til det modsatte resultat af Surahammar undersøgelsen hvad angår tilbageholdelse i den primære bundfældning. KKA havde ingen påvirkning af fosforudledning.

På Austbygde renseanlæg oplevede man øget mængde fedt i ristebygværket og mere flydeslam i forklaringsstanken (Nedland 2006). Der blev ikke fundet øget mængde organisk stof i sandfanget. På dette anlæg steg udledning af organisk stof, hvorimod udledning af fosfor faldt. Det sidste forklares med ændring af fosforindhold i vaskepulver.

## **5.3 Påvirkning af de udvalgte renseanlæg**

### **5.3.1 Udvalgte renseanlæg**

I tabel 5.3 er vist en oversigt over hovedelementerne i de 9 udvalgte renseanlæg. Der er dels forskelle om de indeholder forklaring, om de har rådnetank og i den endelige deponering af slam. Der henvises desuden til Bilag 2.

### **5.3.2 Hydraulisk kapacitet**

Da vandforbruget til køkkenkvarne er skønnet til 3-6 l/bolig/dag (se afsnit 3.2) medfører dette en stigning i tørvejsflow på under 2% og den hydrauliske påvirkning vurderes derfor ikke at være signifikant.

### 5.3.3 Stofbelastning

Stofbelastningen fra henholdsvis 10% og 50% tilslutning af køkkenkværne i boliger er opgjort for hvert renseanlæg i Bilag 3 og opsummeret i tabel 5.2.

Opgørelsen viser, hvor mange tons ekstra stof, der tilføres renseanlæggene, hvor meget belastningen vil øges i 2020 og hvor meget kapaciteten er udnyttet ligeledes i 2020.

Tabel 5.2 Stigning i belastning og udnyttelse af kapacitet på renseanlæg i 2020

Stof	Stoftilførsel fra KKA	Ekstra belastning		Samlet belastning renseanlæg	
		10%	50%	10%	50%
	kg/pers/år	tilslutning	tilslutning	tilslutning	tilslutning
p.e.				55-101%	65-113%
COD	25	2-5 %	12-25%		
BOD	8,7	2-5 %	14-25%		
Tot-N	0,6	0,8- 1,7 %	4-8%		
Tot-P	0,08	0,6 - 1,3 %	3-6%		

Det fremgår af tabellen at en tilslutningsgrad på 10% ikke vil medføre en mærkbar stigning i organisk og næringssalt belastning af renseanlæggene.

Ved en tilslutningsgrad på 50% medfører det en ekstra belastning på renseanlæggene i størrelsesordenen 20% for organisk stof og 5% for næringssalte.

Samtidigt noteres, at for ét af de 9 udvalgte anlæg (Åby) vil en tilslutningsgrad på 10 % medføre at kapaciteten (baseret på organisk belastning) af renseanlægget udnyttes fuldt i 2020.

Ved 50 % tilslutning vil Åby renseanlæg i Århus blive mærkbart overbelastet med organisk stof.

Tabel 5.3 Oversigt over renseanlæg vurderet i denne undersøgelse

Renseanlæg	Kapacitet p.e.	Belastning		Forklaring	Rådnetank	Gas		Slamdeponering			
		2009 p.e.	2020 p.e.			Kedel	Motor	Tørring	Forbrænding	Kompost	Til landbrug
<b>Aalborg</b>											
Aalborg Vest	265.000	124.843	140.000	X	X	X*	X	Aalborg Øst			
Aalborg Øst	75.000	44.067	60.000		X	X**		X	X***		
<b>Odense</b>											
Ejby Mølle	385.000	236.300	243.896	X	X		X			X	
Nordvest	65.000	50.594	52.273		Ejby Mølle		Ejby Mølle			Ejby Mølle	
Bogense	7.000	4.907	5.070								X
<b>Århus****</b>											
Marselisborg	200.000	147.000	181.000	X	X	X	X			X	X
Viby	83.000	35.000	64.000	X*****	X	X	X				X
Åby	84.000	67.000	87.000		X	X					X
Egå	120.000	65.000	114.000								X

X\* Kun som reserve ved udfald af gasmotor

X\*\* Biogassen anvendes i kedel til opvarmning af oliekræds i slamtørringsanlæg.

X\*\*\* Den videre afsætning indeholder p.t. forbrænding til energiudnyttelse og udnyttelse af asken.

X\*\*\*\* Belastningstal for 2025

X\*\*\*\*\* Forklaringstanken har ikke været brugt til forklaring i 2009

## 5.4 Omsætning af KKA på renseanlæg

Antagelser og resultater af tilført kværnet affald (fra en bolig) er opgjort for de tre typer renseanlæg i Bilag 4. Følgende antagelser er gjort:

### 5.4.1 Rist og sandfang

Der regnes ikke med en stigning i mængden af ristestof eller med øget organisk indhold af sand, jf. svenske og norske undersøgelser. Desuden regnes heller ikke med påvirkning fra fedt.

### 5.4.2 Forklaring

Der regnes med følgende gennemsnitlig renseseffektivitet i forklaringstanke:

- COD 44%
- BOD 44%
- Tot-N 11%
- Tot-P 27%

### 5.4.3 Procestanke

Procestankene vil modtage letomsætteligt kulstof og en belastning af Tot-N og Tot-P afhængig af tilslutningsgrad, jvf. ovenfor. I procestankene reduceres spildevandets indhold af kulstof, hvilket betyder at en del af den potentielle energi der er i køkkenaffaldet, går til spilde.

### 5.4.4 Udledning af stoffer fra renseanlægget

Der regnes med følgende gennemsnitlige stofudledning for alle renseanlæg:

- COD 40 mg/l
- BOD 4 mg/l
- Tot-N 6 mg/l
- Tot-P 1 mg/l

Kværnet køkkenaffald stammer altovervejende fra fødevarer og indeholder derfor ikke signifikante mængder af tungmetaller og andre miljøgifte

### **5.4.5 Rådnetanke og gasproduktion**

Den stigende mængde kulstof vil medføre en gasproduktion svarende til 550 l gas/kg glødetab, idet der regnes med 1,45 kg COD/kg glødetab i slammet. Metanindholdet i gassen sættes til 65%.

### **5.4.6 Slamproduktion og kvalitet**

Slamproduktionen sættes til 0,4 kg tørstof/kg COD i indløbet, hvis der er rådnetank og 0,55 kg tørstof/kg COD i indløbet, hvis der ikke er rådnetank.

Der regnes med et tørstof indhold i det afvandede slam på 30%.

### **5.4.7 Energiforbrug**

Renseanlæg med forklaring regnes at forbruge 36 kWh/p.e. og anlæg uden forklaring antages at bruge 50 kWh/p.e.

For anlæg med forklaring regnes med et energiforbrug til biologisk behandling og slamafvanding på 1,15 kWh/kg BOD i indløbet. Tilsvarende regnes energiforbruget for anlæg uden forklaring 1,60 kWh/kg BOD.

## 5.4.8 Opsummering af antagelser

I det følgende er ovenstående antagelser opsummeret:

Emne	Enhed	Værdi
Forklaring	% fjernelse af stof	COD 44% BOD 44% Tot-N 11% Tot-P 27%
Udledning	mg/l	COD 40 mg/l BOD 4 mg/l Tot-N 6 mg/l Tot-P 1 mg/l
Gasproduktion Glødetab	kg COD/kg glødetab	1,45
Gasproduktion	l gas/kg glødetab	550
Metaninhold	%	65
Slamproduktion Med rådnetank	kg tørstof/kg COD	0,4
Uden rådnetank	kg tørstof/kg COD	0,55
Tørstof i afv. slam	%	30
Energiforbrug Med forklaring	kWh/p.e. kWh/kg BOD i indløb	36 1,15
Uden forklaring	kWh/p.e. kWh/kg BOD i indløb	50 1,60



## 5.5 Påvirkning af energiforbrug og energiproduktion

Tre af de udvalgte renselanlæg har forklaring og rådnetank, fire har ikke forklaring men rådnetank og de to sidste har ikke rådnetank.

I Bilag 6 er opgjort energiforbruget og energiproduktionen for hver af de 9 renselanlæg ved 10% og ved 50% tilslutning. Renselanlæggene med forklaring har klart det højeste energi overskud, renselanlæg uden forklaring har et mindre overskud og anlæggene uden rådnetank har et ekstra energiforbrug.

Ifølge Center for Energibesparelser bruger en dansker 1500 kWh om året i boligen. Fra Bilag 6 ses at der skal tilsluttes ca. 70 personer til et renselanlæg med forklaringstank for at dække én persons årlige el forbrug. Har anlægget ikke forklaringstank skal der tilsvarende tilsluttes ca. 700 personer.

Som det fremgår af Bilag 5, mistes ca. 40% af COD i procestank og i udløb i anlæg med forklaring og energien i denne andel af COD mistes dermed også. I anlæg uden forklaring mistes op mod 65% af COD i procestank og udløb.

## **6 KKA og affaldshåndtering**

### **6.1 Håndtering af organisk husholdningsaffald i DK**

#### **6.1.1 Forbrænding af bioaffald**

I langt de fleste kommuner i Danmark sker der ingen kildesortering af bioaffald i private boliger. Bioaffald bortskaffes derfor sammen med resten af dagrenovationen, som bliver brændt på affaldsforbrændingsanlæg som producerer elektricitet og/eller fjernvarme. Affaldet bliver indsamlet i papirsække eller plastbeholdere og kørt til et af de ca. 30 affaldsforbrændingsanlæg, som er i Danmark.

Et typisk dansk forbrændingsanlæg har en netto elvirkningsgrad på 15-20 % af affaldets nedre brændværdi samt en varmevirkningsgrad på ca. 60-80 % af den nedre brændværdi. Det betyder, at forbrænding af bioaffald medfører en netto produktion af el på ca. 200-250 kWh/ton samt en fjernvarmeproduktion på ca. 750 - 1000 kWh/ton.

#### **6.1.2 Sortering af bioaffald**

I enkelte kommuner i blandt andet Nordvestsjælland og omkring Vejle og Billund sorterer private boliger bioaffald fra til separat biologisk behandling. Behandlingen er enten en kompostering, hvor der dannes brugbar kompost, eller en bioforgasning, hvor der både dannes en brugbar gødning samt en energirig biogas, som anvendes til el og/eller varmeproduktion. Indsamlingen af bioaffald sker enten i separate indsamlingsbiler eller i biler med 2 affaldskamre, således der ikke dannes et ekstra kørselsbehov for indsamling af bioaffald.

#### **6.1.3 Økonomi**

Omkostninger som kommunen har i forbindelse med renovation skal være omkostningsneutral, hvilket betyder, at kommunen beregner renovationstaksterne således, at disse dækker udgifter til indsamling og behandling af det generede affald. I langt de fleste kommuner er der en fast takst per bolig og muligvis differentieret om det er en etagebolig eller en enfamiliebolig. Derudover kan der være en differentiering på beholder type og størrelse (også kaldet volumenbaseret renovationstakster), hvor nogle kommuner tilbyder forskellige beholdere med forskellige volumen til en anden takst. Her har borgerne incitament til at forebygge dannelsen af affald og øge sorteringen af eksempelvis papir og glas.

I ganske få kommuner findes der vægtbaseret renovationstakster, hvilket indebærer, at hver tømning af dagrenovation bliver vejlet og faktureret til borgeren, og også her er der et kraftigt incitament til at øge kildesorteringen og reducere mængden af affald i dagrenovationssækken eller beholderen. Dette system anvendes

dog ikke mange steder, og pga. problemer med vejningen, vurderes det ikke for at blive mere udbredt i fremtiden.

## **6.2 Køkkenkværnes påvirkning på affaldssystemet**

Ved installering af køkkenkværne fjernes en væsentlig del af det organiske affald fra restaffaldet, som typisk sendes til affaldsforbrænding. Det betyder, at det resterende restaffald bliver tørrere og har en højere brændværdi, og herved producerer mere energi per modtaget ton affald. Forbrændingsanlæggene får dog ikke frigivet væsentlig kapacitet, da det ofte er den indfyrede effekt (affaldet brændværdi), som er kapacitetsbegrænsende. Når affald med lav brændværdi fjernes, er det kun en lille andel af den indfyrede effekt, som fjernes fra forbrændingen.

Ved brug af køkkenkværne fjernes en væsentlig andel vægtmæssigt af restaffaldet, som fjernes, og herved reduceres mængden af restaffald som skal tømmes ved den enkelte bolig. Samtidig er det typisk det organiske affald, som kan medføre lugtgener, fluer og rotter, og når denne er reduceret væsentligt, er der oplagt mulighed at reducere tømningsfrekvensen for restaffald, således restaffald bliver tømt hver 14. dag mod ugentlig tømninger. I Århus Kommune er der allerede i dag 14 dages tømning fra enfamilieboliger, og her vil indførelse af køkkenkværne reducere eventuelle lugtgener, som kan opstå om sommeren. Der anvendes ofte 14 dages tømninger i områder, hvor der er sortering af bioaffald, dvs. bioaffaldet indsamles hver 14. dag, dog kan indsamlingshyppigheden øges til ugentlig indsamling om sommeren.

## 6.3 Beskrivelse af de valgte affaldssystemer

### 6.3.1 Aalborg

Dagrenovation i Aalborg bliver indsamlet på ugentlig basis i bynære områder og hver 14. dag i landområder. Dagrenovationen bliver kørt til Reno-Nords forbrændingsanlæg på Troensevej øst for Aalborg. Fra villaer og andre enfamilieboliger bliver dagrenovation indsamlet i papirsække, mens der anvendes større 4 hjulede beholdere til etageejendomme. Landejendomme anvender fortrinsvis 2 hjulede beholdere.

Forbrændingsanlægget har følgende forbrug og produktion af energi per ton affald, som modtages.

Tabel 6.1 Forbrug og produktion af energi på Reno-Nord forbrændingsanlæg

Reno-Nord Forbrændingsanlæg	Forbrug/produktion	Enhed
Elforbrug	109	kWh/ton
Fyringsolie	32	MJ/ton
Elproduktion	600	kWh/ton
Varmeproduktion	1970	kWh/ton

kilde: Grønt regnskab interessentskabet Reno-Nord 2009

Den producerede varme i Aalborg supplerer fjernvarmesystemet, som også anvender varme fra Nordjyllandsværket og fra Aalborg Portland. Nordjyllandsværket anvender kul som brændsel, og det forudsættes, at produceret varme fra affaldsforbrændingen fortrænger fjernvarme fra netop Nordjyllandsværket.

### 6.3.2 Odense

Dagrenovation i Odense Kommune bliver som udgangspunkt tømt med 14 dages interval, med mulighed for ugetømning i sommermånederne, og der er ingen kildesortering af bioaffald. Der er frit valg mellem forskellige størrelser af plastbeholdere til restaffald. Det skønnes at de mest almindelige til boliger er beholderne på 190 liter, som dækker et typisk behov for 2 voksne og et barn ([www.odenserenovation.dk](http://www.odenserenovation.dk)).

Dagrenovationen bliver kørt til Odense Kraftvarmeværk (DONG), som ligger ved havnen i Odense. Forbrændingsanlægget i Odense har følgende forbrug og produktion af energi per ton affald, som modtages. Den producerede varme på Odense Kraftvarmeværk leveres til Fjernvarme Fyn, som også får varme fra Fynsværket, som er kulbaseret. Det forudsættes derfor, at den producerede varme fra affaldsforbrændingen fortrænger fjernvarme fra netop kul.

Tabel 6.2 Forbrug og produktion af energi på Odense Kraftvarme forbrændingsanlæg

Odense Kraftvarmeværk	Forbrug/produktion	Enhed
Elforbrug	78	kWh/ton
Fyringsolie	64	MJ/ton
Elproduktion	646	kWh/ton
Varmeproduktion	1944	kWh/ton

kilde: Grønt regnskab Odense Kraftvarmeværk 2008

### 6.3.3 Århus

Dagrenovation i Århus bliver indsamlet hver 14. dag og bliver kørt til Affaldvarme Århus' forbrændingsanlæg i Lisbjerg ca. 10 km. nord for Århus. Forbrændingsanlægget har følgende forbrug og produktion af energi per ton affald, som modtages.

Tabel 6.3 Forbrug og produktion af energi på Århus forbrændingsanlæg

AffaldVarme Århus Forbrændingsanlæg	Forbrug/produktion 2008	Enhed
Elforbrug	77	kWh/ton
Fyringsolie	19	MJ/ton
Biobrændsel	118	MJ/ton
Elproduktion	533	kWh/ton
Varmeproduktion	2090	kWh/ton

kilde: Grønt regnskab AffaldVarme Århus - Forbrændingsanlægget 2009 (2008 data anvendes da der har været nedbrud i 2008)

Den producerede varme fra forbrændingsanlægget i Lisbjerg supplerer fjernvarme fra Studstrupværket, som er kulbaseret. Det forudsættes derfor, at den producerede varme fra affaldsforbrændingen fortrænger fjernvarme fra kul.

### 6.3.4 El- og varmevirkningsgrader

Det antages, at dagrenovation i alle tre oplande har en gennemsnitlig nedre brændværdi på 10,5 GJ/ton. Af de producerede mængder af el og varme, kan effektivitetsgraderne for elproduktion og for varmeproduktion beregnes. Det ses, at forbrændingsanlægget i Århus har den laveste el-virkningsgrad og den højeste varmevirkningsgrad, mens anlægget i Odense har den højeste elproduktion.

Tabel 6.4 Beregnede el- og varmevirkningsgrader på affaldsforbrændingsanlæg

	Aalborg	Odense	Århus
El-virkningsgrad	21%	22%	18%
Varmevirkningsgrad	68%	67%	72%

## 6.4 Rammebetingelser - Affald og energi

I Danmark er der velfungerende affaldsforbrændingsanlæg, som producerer el og varme, som begge bliver udnyttet så vidt mulig. Varmen kan afsættes det meste af året til fjernvarme. Samtidig er det danske energisystem i høj grad afhængig af kul som brændselskilde. Kul er ofte betragtet som den marginale brændselskilde, da det er denne kilde, som ønskes udfaset, da den er den mest forurenende i forhold til vind, biomasse og naturgas.

Er det derimod energi, som baseres på vedvarende energikilder som eksempelvis biomasse, vind og sol, bliver resultatet anderledes, og afhænger således i højere grad af de direkte emissioner fra behandlingen af affaldet, som eksempelvis udledninger gennem røggas og spildevand.

I udlandet kan disse rammebetingelser ofte være anderledes og i USA deponeres en meget stor andel af affaldet, og herved udnyttes kun sjældent energiindholdet i affaldet. Ved enkelte deponeringsanlæg opsamles lossepladsgas til energiproduktion, men ofte sker der ingen udnyttelse af affaldet. Ved disse rammebetingelser er målet ofte at omdirigere affald væk fra deponering til andre genanvendelses- eller behandlingsmetoder. Kompostering og biogasproduktion, selv ved lave udnyttelsesgrader, kan være mere bæredygtigt end deponering.

I Sverige findes også affaldsforbrændingsanlæg, som udnytter energien i affaldet til el og varme, men her er energisystemet væsentlig forskelligt i forhold til det danske. I Sverige er energisektoren i høj grad afhængig af vandkraft og atomkraft, og begge kilder udleder ingen eller næsten ingen CO<sub>2</sub> per leveret kWh. Derfor er det miljømæssigt fordelagtigt, at producere biogas, som anvendes til transportformål, og herved fortrænges diesel, som udleder store mængder CO<sub>2</sub>.

Rammebetingelserne indenfor både affaldssektoren og energisektoren er altså afgørende for, hvad der miljømæssigt er fordelagtigt, og resultater kan derfor ikke direkte overføres fra en region/land til et andet.

## 7 Energi- og miljøopgørelser

### 7.1 Metode

Energi- og miljøopgørelserne har til formål at sammenligne eksisterende behandling af organisk husholdningsaffald (bioaffald) med en behandling som består af køkkenkværne og transport gennem afløbssystemet. Der anvendes livscyklustankegangen for at sikre, at alle aktiviteter er medtaget, og således medtages blandt andet emissioner som sker ved el og varmeproduktion samt emissioner fra produktion af anvendte materialer. Ligeledes medtages emissioner og fortrængte emissioner ved energiproduktion og anvendelse af gødning.

Miljøvurderingen foretages i EASEWASTE, som er et anerkendt værktøj til livscyklusvurderinger (LCA) på affald. Værktøjet anvender den danskudviklede LCA metode UMIP<sup>5</sup>. Der er suppleret med data fra blandt andet GaBi4<sup>6</sup>, som er et LCA værktøj.

Resultaterne fra EASEWASTE gives i en række miljøeffekter herunder

- Drivhusgasudledning (CO<sub>2</sub>-ækvivalenter)
- Forsuring (SO<sub>2</sub>-ækvivalenter)
- Næringssaltbelastning (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-ækvivalenter)

Disse miljøeffekter er udvalgt, da de er fyldestgørende indikatorer for miljøpåvirkningerne fra behandling af organisk husholdningsaffald, fordi det bl.a. kun indeholder meget lavt indhold af øko- og human toksiske stoffer.

Opgørelser over miljøeffekter for spildevandsrensning viser at udledning af næringssalte og økotoksiske stoffer er de to klart dominerende effekter (DANVA/COWI 2009)

Herudover medtages også besparelspotentialet for fosfor, som er en begrænset ressource. Ressourcetrækket på denne ressource kan reduceres, når organisk materiale recirkuleres.

#### 7.1.1 Den funktionelle enhed

For at resultaterne fra energi- og miljøopgørelserne er sammenlignelige defineres en service, som skal opfyldes for alle disponeringsmuligheder, og den service kaldes den *funktionelle enhed*.

---

<sup>5</sup> Udvikling af Miljøvenlige IndustriProdukter, metode til opgørelse af miljøpåvirkninger

<sup>6</sup> Database over stoffers miljøpåvirkning

Energi og miljøberegningerne er foretaget for 1 ton kildesorteret organisk husholdningsaffald, som er egnet til at blive kværnet i en køkkenkværn. Resultaterne er herefter skaleret, således de svarer til en boligs årlige produktion af kildesorteret organisk affald.

Det skønnes, at der kan indsamles ca. 130 kg bioaffald<sup>7</sup> per år per bolig med gennemsnitlig boligsstørrelse på 2,14 personer<sup>8</sup>, men mængden varierer alt afhængig af boligstørrelse og informationsniveau.

**Den funktionelle enhed er derfor:**

*bortskaffelse af organisk affald i et år fra en gennemsnitsbolig, svarende til ca. 130 kg/år.*

## 7.1.2 Afgrænsning af opgørelserne

Desuden kræves det, at afgrænsningen er defineret præcis og omfatter alle relevante aktiviteter i de vurderede scenarier fra affald placeres i køkkenkværnen eller i skraldespanden, til affaldet er endelig deponeret eller udnyttet.

Opgørelserne indeholder aktiviteterne:

- Materiel (produktion af køkkenkværne og affaldsbeholdere)
- Indsamling (renovation)
- Affaldsbehandling (affaldsforbrænding og bioforgasning)
- Transport i afløbssystem og spildevandsbehandling
- Slamdisponering (forbrænding, kompostering eller på landbrugsjord)
- Transporter (af slam, aske, slagge mm.)
- Anvendelse af afgasset bioaffald på landbrugsjord

## 7.1.3 Sammensætning af organisk husholdningsaffald

Organisk køkkenaffald, som er egnet til køkkenkværne, består af:

- Vegetabilsk madaffald indeholder bl.a. kaffegrums, kartoffelskræller, grøntsager og frugt.
- Animalsk madaffald indeholder bl.a. madrester f.eks. kød, ost, fedt, pålæg

Den kemiske sammensætning af organisk husholdningsaffald, som anvendes til de energi- og miljømæssige beregninger, ses i 7.1, hvor der er taget udgangspunkt i affald med et tørstofindhold på 30 % og nedre

---

<sup>7</sup> Erfaringstal fra Rødovre Kommune med separat indsamling i 2010 samt fra Stockholm Vatten, 2008

<sup>8</sup> Statistikbanken



brændværdi på tør basis på 18 MJ/kg TS. Det medfører, at den nedre brændværdi er på 3,5 MJ/kg vådt affald. Samtidig er metanpotentialiet på 122 liter CH<sub>4</sub> per kg vådt organisk affald.

*Tabel 7.1 Karakterisering af kildesorteret organisk husholdningsaffald anvendt i miljø og energiberegninger (vurderet fra Nordisk Ministerråd, 2007)*

Parameter	Værdi	Enhed
Tørstof	30	%
Glødetab (VS)	90	% af TS
Nedre brændværdi	18	MJ/kg TS
Metan potentiale	450	liter CH <sub>4</sub> /kg VS
	500	liter CH <sub>4</sub> /kg TS
C	48,6	% af TS
Tot-N	3,3	% af TS
Tot-P	0,45	% af TS
K	0,91	% af TS

Mængderne af organisk husholdningsaffald er vist i nedenstående tabel.

*Tabel 7.2 Mængderne af organisk husholdningsaffald*

	kg/pers/år	kg/bolig/år	Enhed
Mængde	60	130	Kg bioaffald
Tørstof	18,1	38,7	kg TS
Glødetab (VS)	16,3	34,8	kg VS
COD	25	52,6	kg COD
BOD	8,7	18,6	kg BOD

## 7.2 Energiopgørelse for KKA i spildevandssystem

I dette afsnit opgøres energibalancen for tre systemer for spildevandsrensning:

- renseanlæg uden rådnetank
- renseanlæg med rådnetank og kun efterklaring
- renseanlæg med rådnetank og både forklaring og efterklaring

Energi balancen inkluderer forbruget i boligen samt energiforbruget til produktionen af køkkenkværnen, forbrug i renseanlæg, produktion af energi samt bortskaffelse af slam.

Det antages her at tab af metangas i ledningsnettet er marginalt og er uden indflydelse for langt de fleste boligområder. Det er tidligere vurderet, at 1-2,5 % af metanpotentialet forsvinder per time (Stockholm Vatten 2008, side 18-19). For områder med meget lang transporttid fra bolig til renseanlæg vil der være et markant tab af metan, der kan eftervises ved hjælp af f.eks. WATS-metoden (se afsnit 4.4).

Det forventes desuden ikke, at mængderne fra riste og fra fedt og sandfang er væsentligt påvirket af det tilførte kværnet organiske husholdningsaffald til renseanlægget. Ligeledes forventes det ikke, at forbruget af fældningskemikalier og polymerer er påvirket af det relative beskedne merindløb, som skyldes det organiske affald.

### 7.2.1 Køkkenkværnen

Det indlagrede (akkumuleret) energiforbrug til køkkenkværn er vurderet til 500 MJ/ton (Diggelman og Ham, 2003) svarende til 60 MJ for 130 kg, som er defineret for den funktionelle enhed. Dette forbrug dækker over udvinding af materialer samt produktion af køkkenkværnen. Miljøbelastningen estimeres således på baggrund af denne indlagrede energi, som antages at baseres på et kulforbrug.

En tilsvarende værdi er estimeret til 50 MJ/100 kg af Strutz m.fl (Strutz m.fl., 1998).

Den fysiske sammensætning af en køkkenkværn er oplyst af Insinkerator (se Bilag 7), og den estimerede miljøbelastning, som forårsages af udvinding af disse materialer ligger i samme størrelsesorden, som belastningen fra 60 MJ kul, men dog lidt under ca. 20-30 % for de fleste miljøeffekter. Dette skyldes sandsynligvis, at egetforbrug af energi til produktion og samling af køkkenkværnen ikke er medregnet.

## 7.2.2 Elforbrug til drift

Forbruget til drift af køkkenkværnen er vurderet til 5-6 kWh per bolig (Stockholm Vatten 2008).

Det ekstravandforbrug, som er nødvendigt til nedknusning af affaldet, er vurderet til 3-6 liter per døgn per bolig, svarende til 1100-2200 liter vand per år. Energiforbruget til produktion og distribution af denne mængde vand er marginal og er vurderet til ca. 0,2 - 0,3 kWh/år.

## 7.2.3 Spildevandsrensning

Forbruget til vandrensning afhænger meget af det enkelte renseanlæg, men er typisk mellem 1,2 og 1,6 kWh/kg BOD. Omregnes dette forbrug til den mængde organisk husholdningsaffald, som forventes at blive behandlet via køkkenkværne, svarer elforbruget til 22-28 kWh/bolig/år.

## 7.2.4 Biogasproduktion

Biogasproduktionen på renseanlægget er afhængig af hvor stor en del af det organiske stof, som tilføres rådnetanken. Dette er igen afhængig af processerne på det givne anlæg.

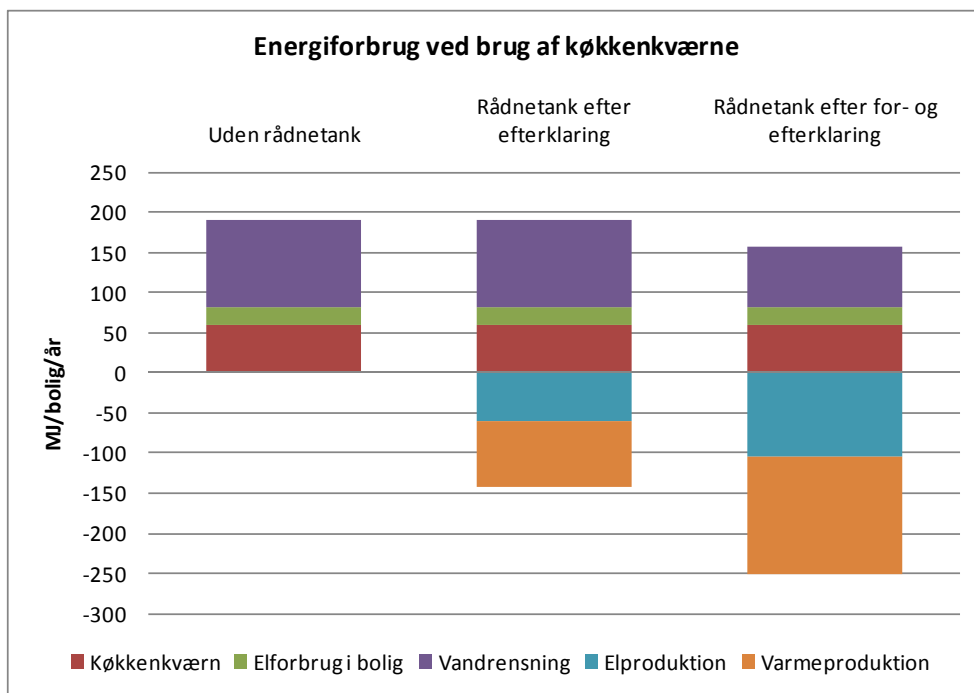
Det forventes, at der produceres 550 liter biogas med 65% metan per kg glødetab (VS) (erfaringstal fra CO-WI), ved mesofil udrådning med en opholdstid på ca. 20 dage. Denne produktion svarer til en metanproduktion på 357 liter CH<sub>4</sub>/kg VS og en udrådningsgrad på ca. 79% af det forventede metanpotentiale.

De forventede mængder tilført organisk materiale til rådnetanken samt forventet metanproduktion ses i tabel 7.3. Der opnås den største metanproduktion, når der tilføres organisk materiale fra både forklaring og fra efterklaringstankene.

Tabel 7.3 Forventet metanproduktion på renseanlæg

	Tilført glødetab per bolig	Forventet metan-udbytte per bolig	Energi i biogas
Uden rådnetank	0 kg VS	0 Nm <sup>3</sup> CH <sub>4</sub>	0 MJ
Rådnetank, kun efterklaring	12,7 kg VS	4,5 Nm <sup>3</sup> CH <sub>4</sub>	163 MJ
Rådnetank, med for- og efterklaring	22,1 kg VS	7,9 Nm <sup>3</sup> CH <sub>4</sub>	284 MJ

Gasmotorerne, som udnytter den producerede biogas til el og varme, har virkningsgrader på 37 % til elproduktion og 51 % til varme, som enten udnyttes på renseanlægget eller sælges til fjernvarmenettet. Energioverskuddet for renseanlægget inkl. udrådning er på op til ca. 170 MJ/bolig/år. Modsat, hvis der ingen udrådning er, er der et forbrug på op mod ca. 200 MJ/bolig/år.



Figur 7.1 Energiforbrug ved brug af køkkenkvarne

De producerede mængder el og varme er derfor som vist i Tabel 7.6.

## 7.2.5 Slambortskaffelse

Slam antages i denne vurdering at blive bortskaffet enten til kompostering og derefter udnyttelse på landbrugsjorden eller til slamforbrænding. COWI udarbejdede i 2010 en vurdering af slambortskaffelse, hvorfra resultaterne er anvendt. Energiforbrug og produktion ses i Tabel 7.4 for slam ved 30 % tørstof.

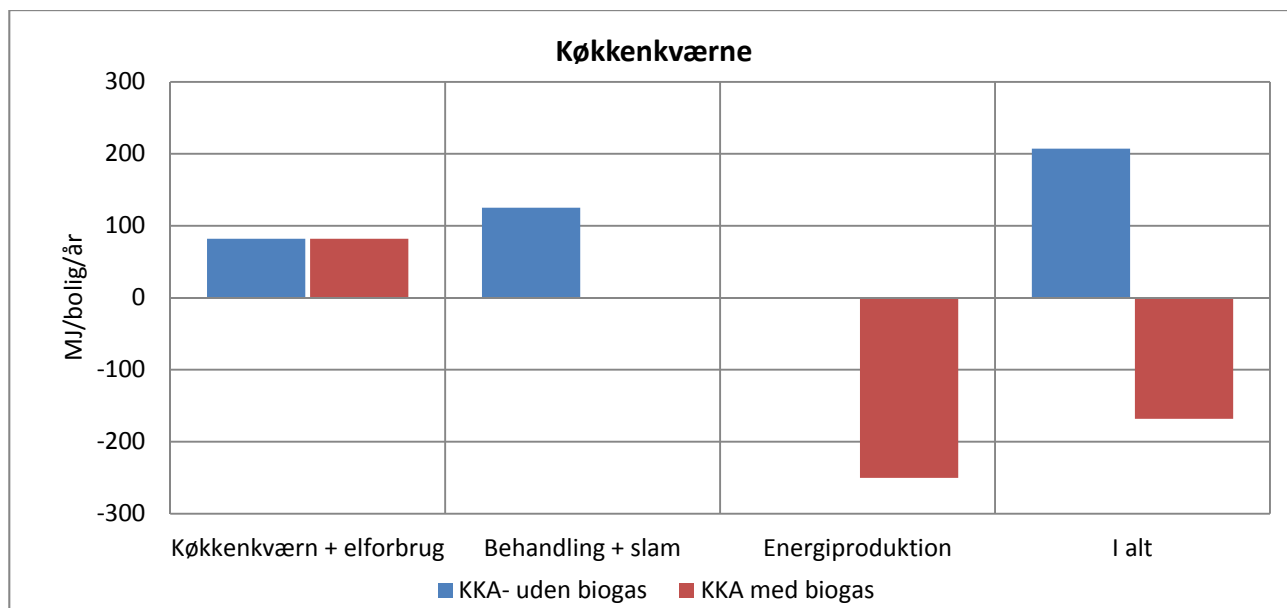
Tabel 7.4 energiforbrug ved bortskaffelse af slam (v. 30 % TS)

Energiforbrug kWh/ton slam ved 30%	Forbrænding	Kompostering	
Energiforbrug	148	50	kWh/ton
Fjernvarmeproduktion	446	-	kWh/ton
I alt	-298	50	kWh/ton

Kilde: Resultater fra miljøopgørelse for Odense Kommune, COWI 2010

Tabel 7.5 Slammængder fra organisk affald via køkkenkvarne til renseanlæg

Slammængder fra bioaffald per bolig per år	Uden rådnetank	Rådnetank, kun efter- klaring	Rådnetank, med for- og efterklaring
Slammængde ved 30% (ton)	0,095	0,073	0,070



Figur 7.2 Samlet energibalance ved køkkenkvarn og behandling af bioaffald

Tabel 7.6 Energibalance ved bioaffald via køkkenkvarne til renseanlæg

Energibalance Køkkenkvarne MJ/boelig/år	Uden rådnetank	Rådnetank, kun efter- klaring	Rådnetank, med for- og efterklaring
Køkkenkvarn	60	60	60
Elforbrug i bolig	22	22	22
Spildevandsrensning	108	108	75,6
Slam bortskaffelse			
a) kompostering, eller	17	13	13
b) slamforbrænding	-102	-79	-76
Elproduktion	0	-60	-105
Varmeproduktion	0	-83	-145
I alt <sup>9</sup>	88 – 207	-31 – 61	-168 – -80

<sup>9</sup> Laveste tal er for slamforbrænding, højeste for kompostering

## 7.3 Energiopgørelse for organisk husholdningsaffald i affaldssystemet

I dette afsnit opgøres energibalancerne for indsamling og behandling af organisk affald fra private boliger. Der vurderes på i alt tre forbrændingsløsninger, som afspejler anlæggene i Aalborg, Odense og Århus. Desuden vurderes et tænkt system med kildesortering og behandling på et biogasfællesanlæg.

### 7.3.1 Opsamlingsmateriel

Til indsamling af affald i køkkenet er det antaget, at der anvendes ca. 0,7 kg LDPE i form af plastposer per bolig per år. Denne mængde plast kan således spares, hvis der installeres køkkenkvarne, selvom affaldet indsamles sammen med den øvrige dagrenovation.

Forbruget af LDPE til plastposer er dog som ovenfor på ca. 0,7 kg per bolig per år. Ved separat indsamling af bioaffald til enten kompostering eller bioforgasning anvendes typisk en plastbeholder til udendørs opsamling på 120 - 140 liter til opsamling af bioaffald. Alternativt kan en 2-delt beholder anvendes. En typisk affaldsbeholder på 120 liter vejer ca. 10 kg og har en gennemsnitlig levetid på ca. 10. Det medfører, at der er et forbrug på ca. 1 kg HDPE for den funktionelle enhed ved bioforgasningsløsningen.

Tabel 7.7 Energibalance til opsamlingsmateriel af bioaffald

Energibalance Per funktionel enhed	Forbrug	Energiforbrug	CO <sub>2</sub> udledning
Forbrug af plastposer	0,7 kg LDPE	53 MJ	1,4 kg
Forbrug til plastbeholder (til separat indsamling af bioaffald)	1,0 kg HDPE	76 MJ	1,85 kg

### 7.3.2 Indsamling og transport

Indsamling og transport af dagrenovation og bioaffald varierer afhængig af blandt andet befolkningstæthed. I gennemsnit anvendes der ca. 3-4 liter diesel per indsamlet ton dagrenovation. Det svarer til et forbrug på ca. 0,42 liter per bolig per år for den organiske del af dagrenovationen. Dette forbrug af diesel svarer til ca. 16 MJ for den funktionelle enhed.

### 7.3.3 Forbrænding

Affaldsforbrænding af affald medfører en produktion af varme og/eller elektricitet. Varmen bidrager til det lokale fjernvarmenet, og herved erstattes individuelle naturgasfyr eller fyring af gas eller kul fra kraftvarme eller fjernvarmeværker.

Tabel 7.8 Energibalace ved forbrænding af organisk dagrenovation

Energibalace	Per ton organisk affald	Per bolig per år for organisk dagrenovation	
Elforbrug <sup>1)</sup>	392	51	MJ
Øvrig energiforbrug <sup>1)</sup>	32	4	MJ
Elproduktion 20% <sup>1)</sup>	-722	-94	MJ
Varmeproduktion 65 % <sup>1)</sup>	-2371	-308	MJ
I alt	-2668	-347	MJ

<sup>1)</sup> Vurderet ud fra det grønne regnskab fra Reno-Nord 2009

Herudover kommer et energiforbrug til behandling og bortskaffelse af slagger og røggasrensningsprodukter. Mængden af slagger og restprodukter fra forbrænding af organisk dagrenovation er dog meget begrænset, og transporten hertil vurderes derfor til at være af minimal betydning.

Af

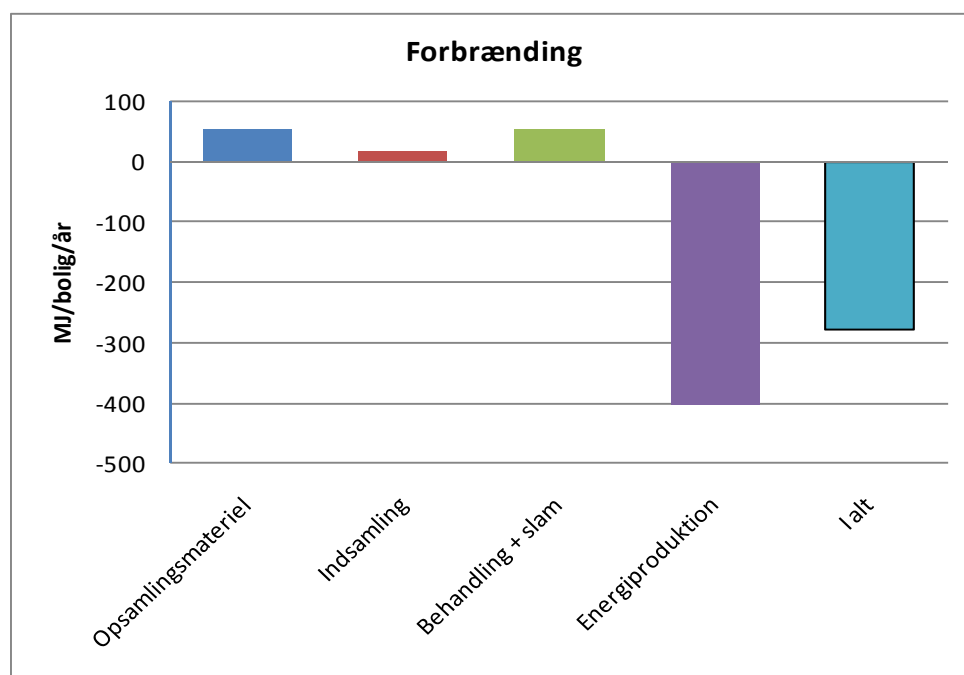


Tabel 7.9 fremgår det, at der er mindre forskelle på energioverskuddet på de tre forbrændingsanlæg. Forbrændingsanlægget i Århus har det største energioverskud på ca. 374 kWh per bolig per år. Dette skyldes at anlægget har den samlede højeste energieffektivitet samtidig med et lavt egetforbrug.

Tabel 7.9 Energibalance ved forbrænding af organisk dagrenovation på de tre forbrændingsanlæg i Aalborg, Odense og Århus (se kap. 6.3)

Forbrænding per bolig per år for organisk dagrenovation	Aalborg	Odense	Århus	Enhed
Elforbrug	14	10,1	9,4	kWh
Øvrig energiforbrug	4,2	8,3	2,3	MJ
Elproduktion 20%	-26	-28	-23	kWh
Varmeproduktion 65 %	-308	-304	-327	MJ
I alt	-347	-360	-374	MJ

Det samlede energioverskud ved indsamling og forbrænding af bioaffald ses på figur 7.1.



Figur 7.1 Samlet energibalance ved indsamling og behandling ved affaldsforbrænding af bioaffald

### 7.3.4 Bioforgasning

Der er ingen af de tre oplande som i dag har kildesortering af bioaffald fra private boliger, og en separate biologisk behandling ved bioforgasning. Aalborg Universitet har undersøgt separat indsamling af madaffald, der køres til renseanlæg for udrådning sammen med spildevandsslam (Poulsen 2009). Det diskuteres også fortsat på nationalt plan, om der bør være en separat indsamling og behandling af boligernes bioaffald. Derfor er energibalancen for denne løsning også medtaget i nærværende vurdering.

Kildesorteret organisk affald fra husholdninger har typisk skulle forbehandles inden affaldet føres til et biogasanlæg. Forbehandlingen har haft til formål at sortere urenheder og fejlsorteringer fra, samt at åbne poser og fjerne disse. Ofte er bioaffaldet indsamlet i plastposer, som bør fjernes, men i visse områder bliver affaldet indsamlet i papirposer både indenfor i boligen samt udenfor i sæk. Dette er blandt andet tilfældet i Grindsted, hvor der ikke finder en forbehandling sted.

Forbehandling kræver typisk et elforbrug på ca. 10 til 20 kWh/ton modtaget mængde (Nordisk Ministerråd, 2007). En forbehandling har dog den fordel, at den ofte fordeler de vådeste emner til bioforgasning, mens de tørre emner føres til forbrænding.

Biogasprocessen forventes at kunne producere ca. 85 l CH<sub>4</sub>/kg affald, svarende til ca. 11 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> per bolig per år, svarende til et energiindhold på ca. 400 MJ/år. Der antages samme el og varmeeffektiviteter, som ved udnyttelse af biogas fra renseanlæg (se tabel 7.10) på 37 % til el og 51 % til varmeproduktion.

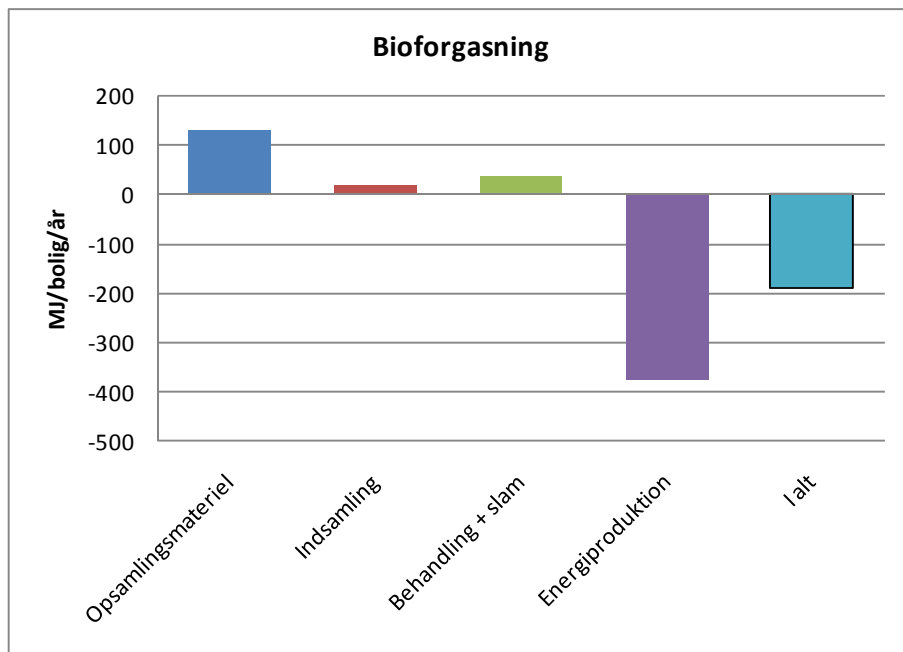
Den afgassede mængde affald afsættes typisk til nærliggende landbrug med brændstofforbrug til transport og udbringning. Dette forbrug ligger typisk på ca. 50 MJ/ton ved en afstand på 20 km i gennemsnit (Nordisk Ministerråd, 2007).

Energioverskuddet for den biologiske behandling er på ca. 265 MJ/bolig/år. Dette overskud kan øges væsentligt ved at optimere på gasmotorens energieffektivitet, som skønnes at kunne hæves til 80-90 %.

Tabel 7.10 Energibalance ved bioforgasning af kildesorteret organisk dagrenovation

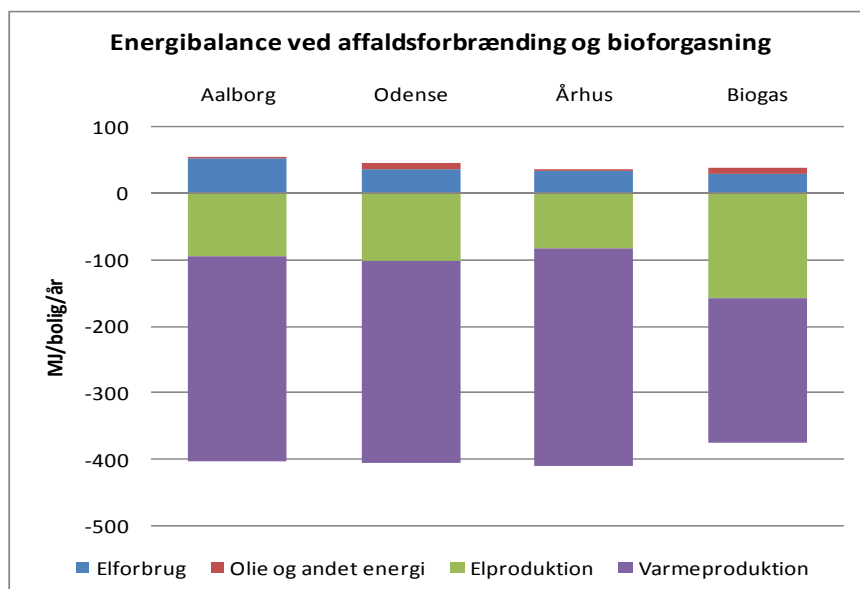
	Per ton organisk affald	Per bolig per år for organisk dagrenovation	Enhed
Elforbrug inkl. forbehandling	216	28	MJ
Øvrige energiforbrug til behandling	35	4,6	MJ
Elproduktion 37 %	-1214	-158	MJ
Varmeproduktion 51 %	-1673	-217	MJ
Transport af afgasset biomasse	50	7	MJ
I alt	-2586	-336	MJ

Det samlede energioverskud ved biosortering, indsamling og separat biologisk behandling er på ca. 190 MJ/bolig per år (Figur 7.2). Det fremgår heraf, at produktionen af opsamlingsudstyret bidrager med et væsentligt energiforbrug på ca. 130 MJ til produktion af plastbeholdere til separat indsamling af bioaffald. Dette forbrug kan dog reduceres, hvis affaldsbeholderen holder længere end de antagende 10 år.



Figur 7.2 Samlet energibalance for bioforgasning inkl. opsamlingsmateriel, indsamling og behandling ved separat biobehandling

En samlet oversigt over de forskellige forbrændingsanlæg og biogasløsninger ses i nedenstående figur. Det fremgår, at energigevinsten ved el- og varmeproduktion er meget væsentlig, og at biogas har en væsentlig større produktion af el i forhold til affaldsforbrænding.



Figur 7.3 Energiforbrug ved affaldsforbrænding og bioforgasning af organisk dagrenovation

## 7.4 Miljøopgørelse

Der er udarbejdet en miljøredegørelse, som opgør udledningen af drivhusgasser, sure gasser og nærings-salte for 3 systemer for renseanlæg, 3 forbrændingsanlæg samt for et biogasanlæg til modtagelse af blandt andet kildesorteret organisk husholdningsaffald. Det antages at alle de valgte systemer eksisterer og har tilstrækkelig kapacitet til at modtage det tilførte køkkenaffald. Dvs. at udbygning af renseanlæg og nybyggeri af et anlæg til bioforgasning indgår ikke i opgørelserne.

Vurderingen er foretaget i EASEWASTE med de forudsætninger, som er givet i afsnit 0 og afsnit 7.2.

### 7.4.1 Miljøvurdering for køkkenkværne

Miljøvurderingen for bortskaffelse og behandling af bioaffald via køkkenkværn og renseanlæg afhænger meget af de konkrete processer, som sker på renseanlægget. Især forhold omkring mængderne af organisk stof til udrådning og den deraf følgende biogasproduktion er afgørende for miljøregnskabet.

De udvalgte renseanlæg opdeles i tre typer (se Bilag 2):

- renseanlæg uden rådnetank
- renseanlæg med rådnetank og kun efterklaring af spildevandet
- renseanlæg med rådnetank og både for- og efterklaring af spildevandet

Miljøpåvirkningen fra produktion af køkkenkværn er vurderet ud fra et kulforbrug på 60 MJ, da kul er en af de mest forurenende energikilder. Derfor kan miljøpåvirkningen fra køkkenkværnsproduktionen være overvurderet, men da den præcise sammensætning af kværnen ikke kendes, er dette en tilnærmelse, som ikke giver store usikkerheder.

Elforbrug, som sker i boligerne og på renseanlægget, antages at være marginal produktion baseret på kul-kondenskraft, hvilket betyder at hver kWh el der produceres eller anvendes mere, baseres på kulkraft.

Ved udnyttelse af biogas på gasmotoren udledes følgende per m<sup>3</sup> biogas:

Tabel 7.11 Udledning ved forbrænding af biogas på renseanlæg<sup>10</sup>.

Udledning ved forbrænding af biogas på renseanlæg			
CH <sub>4</sub>		7,3	g/m <sup>3</sup> biogas
CO		2,4	g/m <sup>3</sup> biogas
SO <sub>2</sub>		1,0	g/m <sup>3</sup> biogas
NO <sub>x</sub>		14,7	g/m <sup>3</sup> biogas

Tabel 7.12 Miljøresultater for affaldsbortskaffelse via køkkenkvarne per bolig per år ekskl. slambortskaffelse

	Uden rådnetank	Rådnetank kun efterklaring	Rådnetank med for- og efterklaring	
Drivhuseffekt	31	17	-7	kg CO <sub>2</sub> -ækv.
Forsuring	0,04	0,09	0,13	kg SO <sub>2</sub> -ækv.
Næringssaltbelastning	0,18	0,18	0,18	kg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -ækv.

Miljøeffekterne for bortskaffelse slam afhænger af de faktiske metoder. Der er i denne vurdering vurderet på 2 muligheder:

- kompostering med efterfølgende anvendelse på mark
- slamforbrænding

Resultaterne er beregnet fra tidligere studie og hvor der tages højde for ændret tørstofindhold. Både kompostering og forbrænding har en positiv udledning af drivhusgasser og sure gasser, men kompostering har den mindste påvirkning på miljøet overordnet set.

Avancerede teknologier for slamforbrænding har væsentlige forskellige miljøprofiler, da moderne teknologier kan udnytte større andel af energiindholdet i slammet. Selvom der er et energioverskud ved slam til fjernvarmeproduktion (se tabel 7.4) så udledes mere CO<sub>2</sub>(hvor der som energikilde anvendes el og naturgas) end den fortrængte fjernvarme som kommer fra et kraftvarmeværk baseret på kul.

<sup>10</sup> Baseret på data fra Spildevandscenter Avedøre

Tabel 7.13 Miljøresultater for bortskaffelse af spildevandsslam fra organisk affald per ton slam ved 30 %

Slambortskaffelse Per ton ved 30% TS	Kompostering	Forbrænding	
Drivhuseffekt	19	45	kg CO <sub>2</sub> -ækv.
Forsuring	0,02	0,29	kg SO <sub>2</sub> -ækv
Næringssaltbelastning	-9,4	-15	kg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -ækv.

Kilde: Resultater fra miljøopgørelse for Odense Kommune, COWI 2010

Det fremgår af Tabel 7.14 at især at energiforbruget på renseanlægget er en væsentlig årsag til udledningen af drivhusgasser. Udledningen fra produktion af affaldskværnen samt forbruget i boligen er også væsentlige faktorer, som sammen med forbruget på renseanlægget medfører, at der er en netto udledning på ca. minus 5 kg og op til 40 kg CO<sub>2</sub>-ækvivalenter per bolig per år.

Tabel 7.14 Udledning af drivhusgasser fordelt på aktiviteter

Drivhuseffekt	Uden rådnetank	Rådnetank kun efterklaring	Rådnetank med for- og efterklaring	
Kværn	6,0	6,0	6,0	kg CO <sub>2</sub> -ækv.
Elforbrug i boligen	2,1	2,1	2,1	kg CO <sub>2</sub> -ækv.
Renseanlæg forbrug	27,6	27,6	19,3	kg CO <sub>2</sub> -ækv.
Biogasproduktion	0,0	-18,6	-35,1	kg CO <sub>2</sub> -ækv.
transport	0,3	0,2	0,2	kg CO <sub>2</sub> -ækv.
Kompostering	1,8	1,4	1,4	kg CO <sub>2</sub> -ækv.
Forbrænding	4,3	3,3	3,3	kg CO <sub>2</sub> -ækv.
I alt	38 – 40	19 – 21	-6 – -4	kg CO <sub>2</sub> -ækv.

Ved udspredning af slam fra renseanlæg på marker tilføres landbrugsjorden fosfor fra slammet, hvoraf en del kan erstatte fosfor i handelsgødning.



Tabel 7.15 Luftemissioner fra affaldsforbrænding

Kilde: grønne regnskaber fra RenoNord, Odense Kraftvarmeværk og AffaldVarme Århus;  
io: ikke oplyst

Luftemissioner		Aalborg		Odense		Århus	
		i alt	per ton	i alt	per ton	i alt	per ton
Affald forbrændt	ton	189.879	-	263.413	-	229.033	-
HCl	kg	1.447	0,0076	54.000	0,2050	5.015	0,0219
SO <sub>2</sub>	kg	8.601	0,0453	103.000	0,3910	1.090	0,0048
NO <sub>x</sub>	kg	201.418	1,0608	234.000	0,8883	243.534	1,0633
Hydrogenfluorid (HF)	kg	io	io	326	0,0012	195	0,0009

## 7.4.2 Miljøvurdering for affaldsforbrænding

Der er foretaget en miljøvurdering for affaldsforbrænding, som inkluderer indsamlingsudstyr (poser), indsamling samt forbrænding.

Til forbrændingsprocesserne er der taget udgangspunkt i affaldets sammensætning og brændværdi samt de energieffektiviteter, som er beregnet i afsnit 7.2. De væsentligste processpecifikke luftemissioner er ligeledes vurderet ud fra oplysninger givet i grønne regnskab (se

Tabel 7.15).

Miljøpåvirkningerne er antaget at være ens for udstyr og indsamling af affald for de tre oplande. Forbrændingsanlæggene har dog forskellige energiforbrug og -produktion samt forskellige niveauer for luftemissioner, hvorfor miljøresultatet bliver lidt forskelligt mellem oplandene. Indsamlingsudstyret og selve indsamlingen bidrager kun lidt til den samlede miljøprofil. Den bedste miljøprofil fås i Odense, da elvirkningsgraden her er højest, samtidig med at egetforbruget af elektricitet er lavt (Tabel 7.16 og Tabel 7.17).

Tabel 7.16 Udledning af drivhusgasser ved affaldsforbrænding per bolig per år

Drivhuseffekt	Ålborg	Odense	Århus	
Udstyr (poser)	1,4	1,4	1,4	kg CO <sub>2</sub> -ækv.
Indsamling	1,4	1,4	1,4	kg CO <sub>2</sub> -ækv.
Forbrænding	-24	-31	-26	kg CO <sub>2</sub> -ækv.
I alt	-21	-28	-23	kg CO <sub>2</sub> -ækv.

Tabel 7.17 Miljøresultater for affaldsforbrænding per bolig per år

I alt	Ålborg	Odense	Århus	
Drivhuseffekt	-21	-28	-23	kg CO <sub>2</sub> -ækv.
Forsuring	0,08	0,10	0,07	kg SO <sub>2</sub> -ækv
Næringssaltbelastning	0,17	0,11	0,16	kg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -ækv.

### 7.4.3 Miljøvurdering for bioforgasning

Ved affaldssystemer, hvor der er kildesortering af bioaffald ved boligerne, kræves ofte en ekstra beholder til opsamling, separat indsamling (kan ske i 2-kammer biler) samt en eventuel forbehandling før den biologiske affaldsbehandling påbegyndes.

Tabel 7.18 Udledning af drivhusgasser ved separat indsamling og behandling af bioaffald per bolig per år

Drivhuseffekt	Biogas	
Udstyr (poser og beholder)	3,3	kg CO <sub>2</sub> -ækv.
Indsamling	1,4	kg CO <sub>2</sub> -ækv.
Forbehandling	9,2	kg CO <sub>2</sub> -ækv.
Biobehandling	-38	kg CO <sub>2</sub> -ækv.
Transport af afgasset affald	1,4	kg CO <sub>2</sub> -ækv.
Brug på jord	-1,8	kg CO <sub>2</sub> -ækv.
I alt	-25	kg CO <sub>2</sub> -ækv.

Der er en CO<sub>2</sub>-mæssig gevinst på ca. 25 kg per bolig per år (Tabel 7.18), som er i samme størrelsesorden som affaldsforbrænding. De samlede miljøeffekter ved separat indsamling og bioforgasning er i samme størrelsesorden som affaldsforbrænding (Tabel 7.19).

Tabel 7.19 Samlede miljøresultater for bioforgasning af bioaffald per bolig per år

I alt	Biogas	
Drivhuseffekt	-25	kg CO <sub>2</sub> -ækv.
Forsuring	0,02	kg SO <sub>2</sub> -ækv
Næringssaltbelastning	0,19	kg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -ækv.

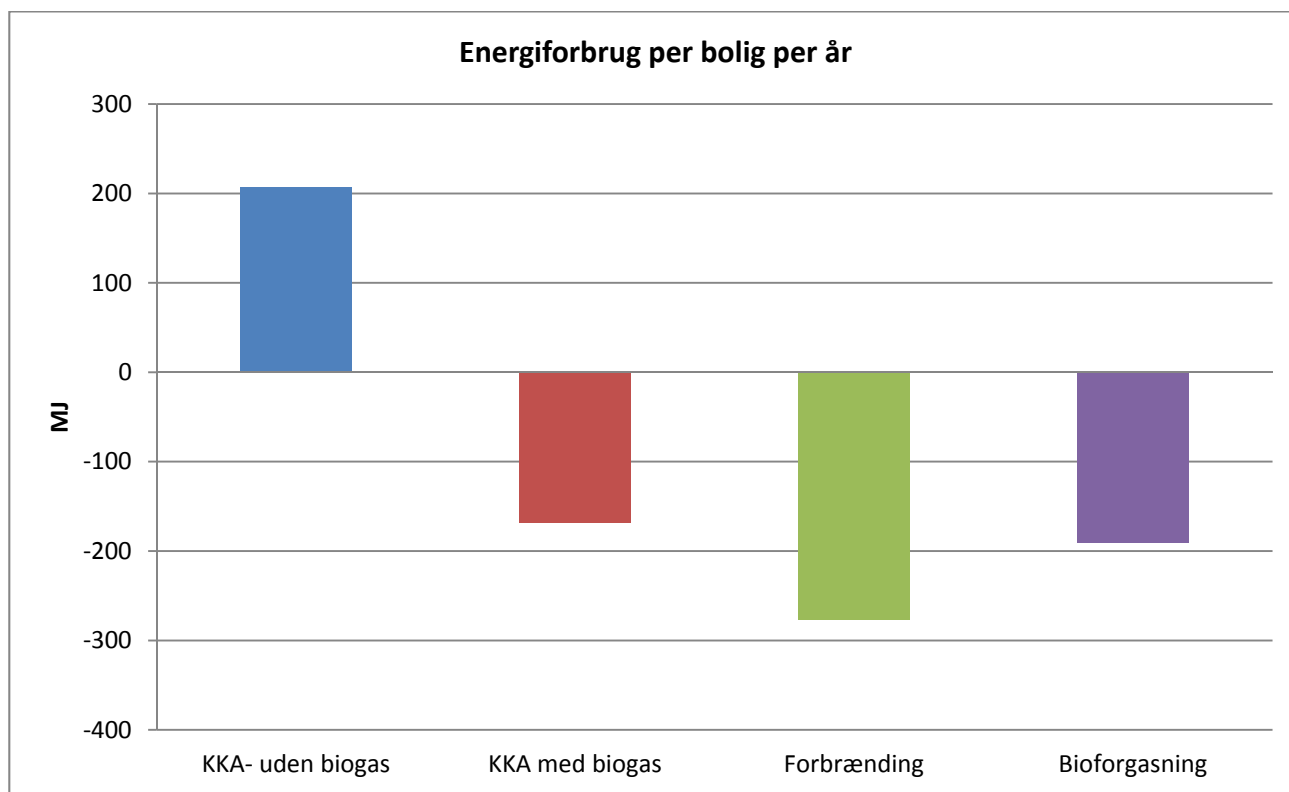
Der forbruges på verdensplan ca. 3,2 kg ren fosfor (P) per borger, og det skønnes at fosfor som ressource er opbrugt indenfor en periode på 50 til 100 år ved et fortsat forbrug som i dag (Global Phosphorus

Research Initiative, 2010). Forbruget i den vestlige verden er dog noget større end gennemsnittet, da forbruget i de fattigste lande ligger væsentligt lavere end gennemsnittet.

Ved genanvendelse af bioaffald fra private boliger recirkuleres fosfor tilbage til landbrugsjorden, og det antages, at fosfor i bioaffald erstatter fosfor handelsgødning i forholdet 1:1. Dette svarer til ca. 5 % af boligens træk på fosfor ressourcen recirkuleres.

## 7.5 Samstilling af energi- og miljøopgørelse

På den følgende figur og tabel ses de samlede energibalancer for udvalgte løsninger. Det største energiforbrug er ved køkkenkvarne og et renselanlæg uden rådnetank. Det største energioverskud fås ved affaldsforbrænding, mens bioforgasning kan medføre den største undgået CO<sub>2</sub> udledning. Dette forhold skyldes, at en gasmotor har en højere elvirkningsgrad end affaldsforbrænding, og da den fortrængte elproduktion har en højere CO<sub>2</sub> udledning end tilsvarende fortrængt varmeproduktion, er en høj elvirkningsgrad med til at forbedre miljøprofilen. Desuden sker der en oplagring af kulstof på landbrugsjorden, som regnes som negativ CO<sub>2</sub>-udledning.



Figur 7.4 Samlet oversigt af energiforbrug ved brug af køkkenkvarne og i affaldssystemet

Tabel 7.20 Sammenstilling af energibalancer

Energibalancer MJ/bolig/år	KK - uden biogas	KK - med biogas	Affaldsforbræn- ding <sup>3)</sup>	Bioforgasning
Indsamlingsudstyr	82	82	53	129
Indsamling	0	0	16,5	16,5
Behandling + bortskaf- felse af slam	125	0	55	39
Energiproduktion	0	-250	-402	-375
I alt	207	-168	-277	-191

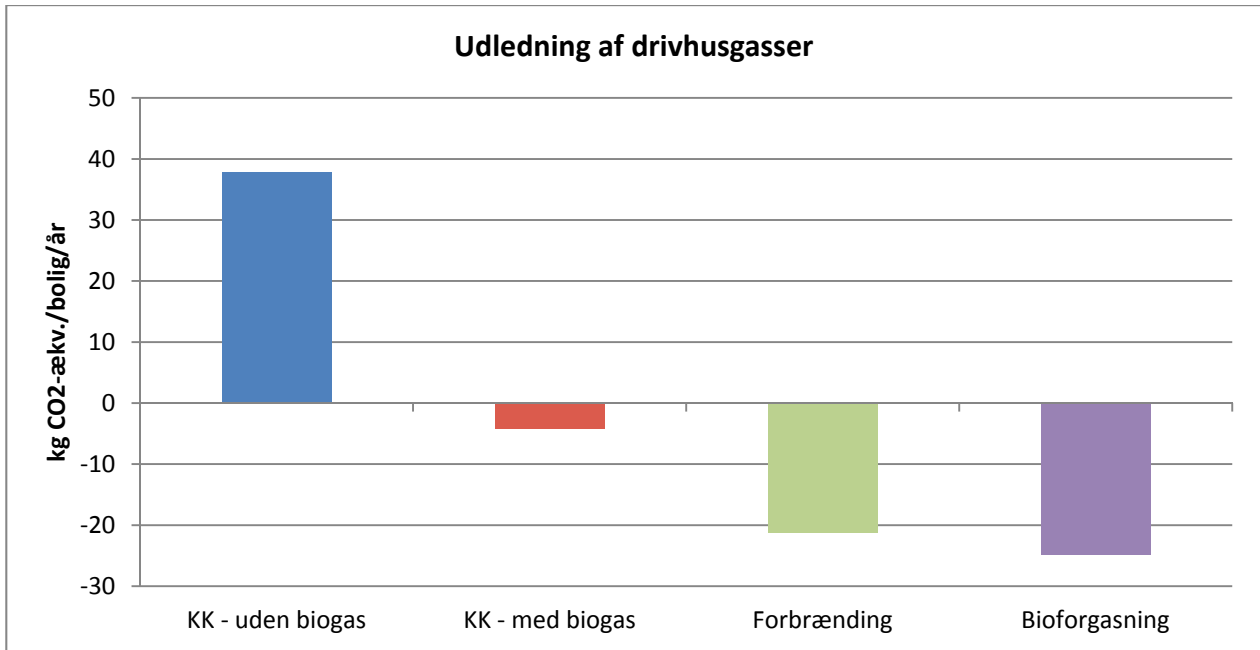
1) kompostering af slam, 2) forbrænding af slam, 3) Aalborg

I Tabel 7.21 ses, at den største undgået CO<sub>2</sub> udledning fås ved affaldsforbrænding, og også bioforgasning er mere fordelagtigt i forhold til udledning af drivhusgasser end køkkenkvarne og behandling på renseanlæg - også selvom der er udrådning og udnyttelse af biogas på renseanlægget.

Tabel 7.21 Sammenstilling af drivhusgasudledning

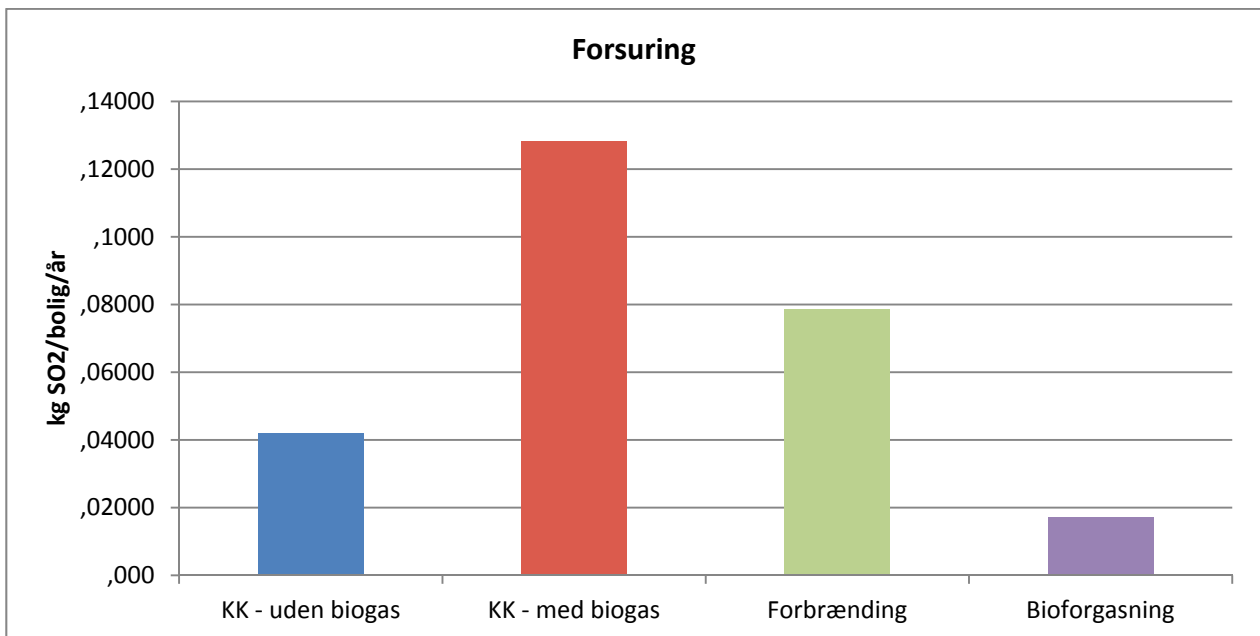
Drivhusgasser Kg CO <sub>2</sub> /bolig/år	KK - uden biogas	KK - med biogas	Affaldsforbræn- ding <sup>3)</sup>	Bioforgasning
Udstyr	8,1	8,1	1,4	3,3
Indsamling	0,0	0,0	1,4	1,4
Behandling + bortskaf- felse	30	23	14	19
Energiproduktion	0,0	-35	-38	-48
I alt	38	-4	-21	-25

1) kompostering af slam, 2) forbrænding af slam, 3) Aalborg



Figur 7.5 Udledning af drivhusgasser for brug af køkkenkvarne, ved affaldsforbrænding og ved bioforgasning

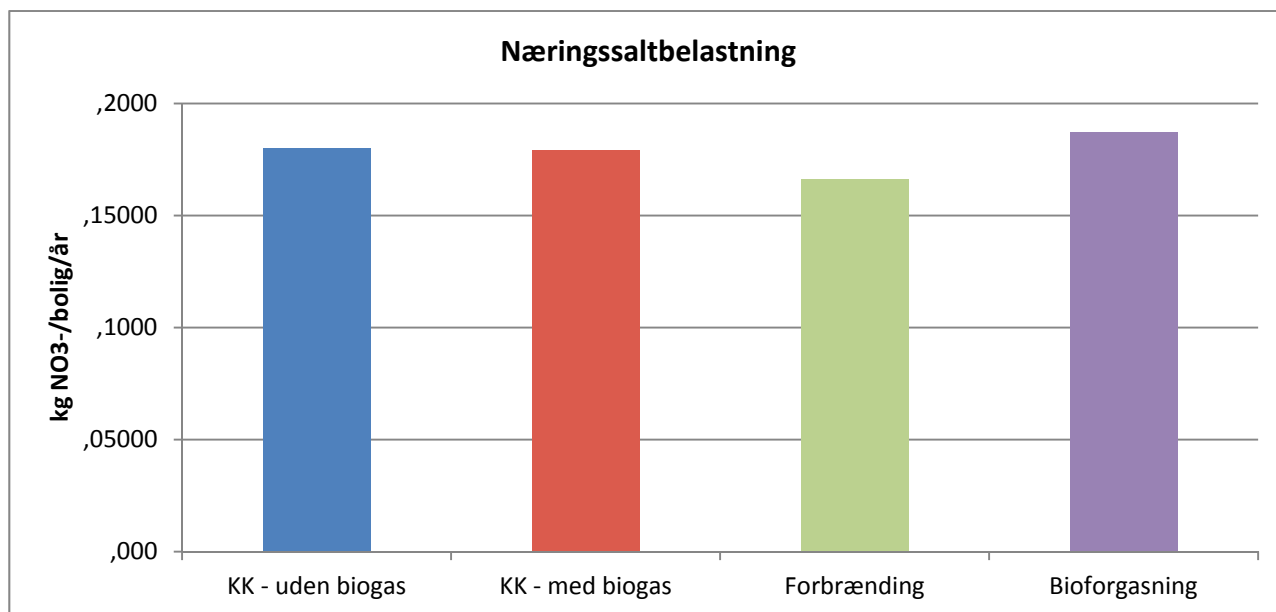
Udledningen af sure gasser, som bidrager til forsuring er størst ved køkkenkvarn og biogasproduktion på renseanlæg, da biogasmotoren herfra udleder væsentlige mængder af NO<sub>x</sub> og SO<sub>2</sub>.



Figur 7.6 Udledning af sure gasser for brug af køkkenkvarne, ved affaldsforbrænding og ved bioforgasning

Næringssaltbelastningen er størst ved brug af køkkenkværne, da der udledes ca. 18 g kvælstof per bolig per år og ca. 2,9 g fosfor per bolig per år fra affaldet direkte til marint overfladevand.

Udledningen af næringsalte fra renseanlæggene for behandling af bioaffald fra en bolig svarer i gennemsnit til ca. 1 % af en persons udledning af næringsalte, så det er i alle tilfælde relativ små miljøpåvirkninger, som skyldes behandling af organisk husholdningsaffald.

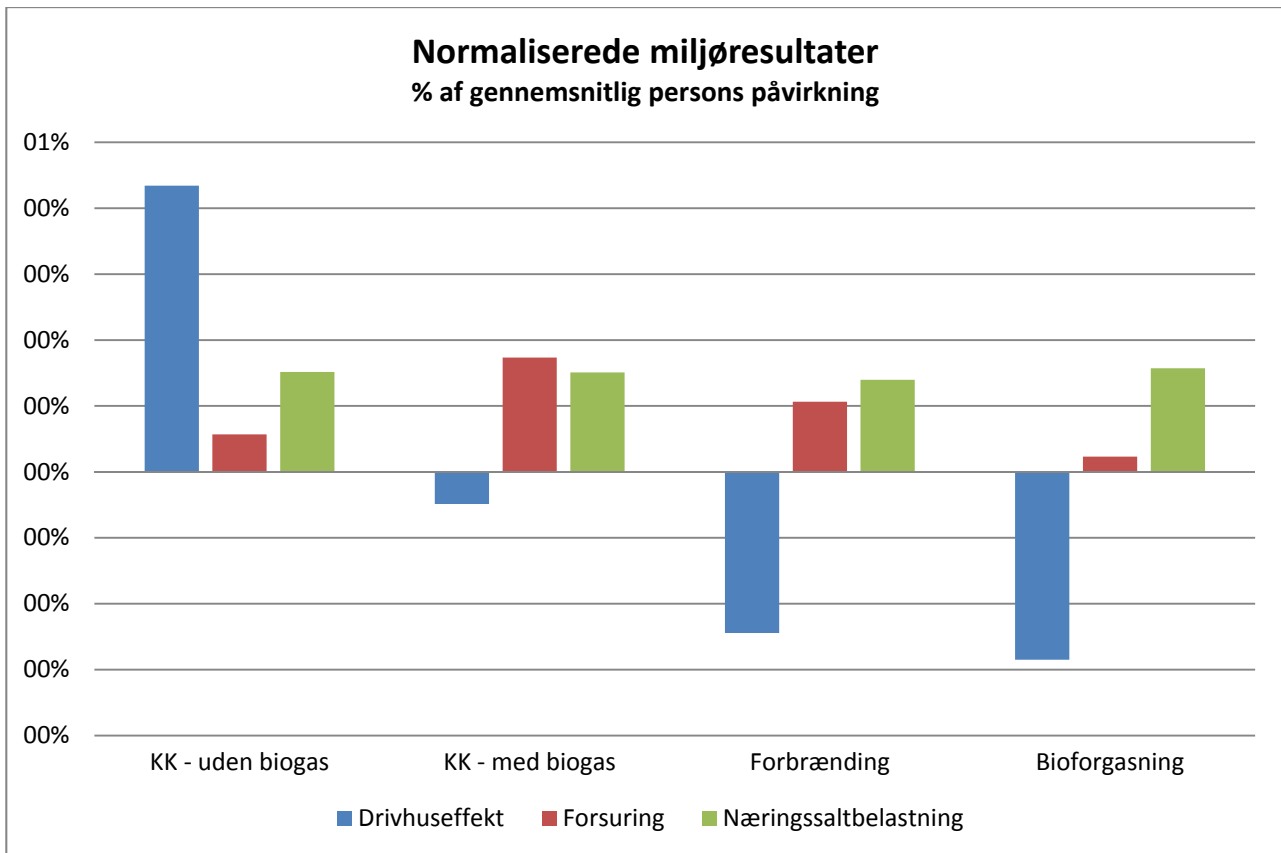


Figur 7.7 Udledning af næringsalte ved brug af køkkenkværne, ved affaldsforbrænding og ved bioforgasning

### 7.5.1 Normaliserede miljøresultater

For at sammenligne de forskellige miljøeffekter, er disse herunder normaliseret. Normalisering viser den relative størrelse af de potentielle miljøpåvirkninger sat i forhold til en gennemsnitlig persons potentielle miljøpåvirkning. Disse konsekvenser angives normalt i personækvivalenter (PE), men herunder i % af en PE.

Figur 7.8 viser, at drivhuseffekten er den betydeligste miljøeffekt, og den miljøeffekt, som påvirkes mest ved de enkelte scenarier. Næringssaltbelastning og forsuring ændres ikke så markant ved scenarierne, som drivhuseffekten. Figuren viser samtidig at en ren biogasløsning (kildesortering og afhentning med renovationsbil) er marginalt bedre miljømæssigt end affaldsforbrænding, som er bedre end køkkenkværnløsningerne.



Figur 7.8 Normaliserede potentielle miljøeffekter ved brug af køkkenkvarne, ved affaldsforbrænding og ved bioforgasning

## 7.6 Andre undersøgelser

### 7.6.1 Aalborg kommune

Aalborg Universitet har vurderet ændringer i energi og miljøforhold omkring affaldsbehandlingen i Aalborg kommune (Poulsen 2009). Alt organisk affald sendes til forbrænding i dag, men tilkørsel af madaffald til renseanlæggenes rådnetanke vil forbedre både energiudnyttelsen og reducere udledning af drivhusgasser yderligere. Denne forbedring kræver at separat indsamling af denne andel af det organiske affald gennemføres.

### 7.6.2 Svensk undersøgelse

Kommunerne nord for Stockholm (Käppalaförbundet 2009) gennemførte en undersøgelse af metoder til udnyttelse af organisk affald fra boliger på renseanlæggets rådnetank, hvor affaldet blev: a) kværnet i køkken-



kværn og ført med afløbssystemet til renseanlæg, b) kværnet i køkkenkværn og ledt til opsamlingsstank, og kørt til renseanlæg (som f.eks. i Bo01 i Malmø) og c) sorteret og kørt direkte til rådnetank.

De tre metoder blev vurderet med en pointgivning af miljøparametre, omkostninger, driftsproblemer, administration, m.v. Man konkluderede her at kildesortering var marginalt en bedre løsning end køkkenkværn, men forskellen mellem løsningerne er så små (i forhold til usikkerhed i pointgivningen) at en entydig konklusion ikke kan laves.

## 8 Konklusion

Formålet med denne udredning er at forbedre grundlaget for beslutning om tilladelse til installation af køkkenkværne i boliger.

Køkkenkværnen er indført i boliger dels fordi det er en nem måde at skaffe sig af med madaffald, der ellers kunne give problemer med lugt og fluer, dels fordi det gør håndtering af affaldsindsamlingen mere hygiejnisk. Fra samfundets side er der et ønske om at udnytte energien i denne type biologisk affald bedst muligt. I Danmark sendes det meste madaffald fra boliger i dag til forbrænding.

Køkkenkværne har længe været installeret specielt i USA, Australien og New Zealand og inden for de seneste 20 år er køkkenkværnen også installeret i byområder i Norge og Sverige.

Der findes en del litteratur og rapportering om køkkenkværnenes konsekvens for spildevandssystemet og hvor energien udnyttes bedst. En stor del af det tilgængelige materiale består dog af teoretiske beregninger eller af studier finansieret af producenter.

Der er således meget få undersøgelser "i marken" af konsekvenser for afløbssystem og henvendelser til driftsselskaber bekræfter holdningen at "tilladelse til køkkenkværne betød ikke noget for afløbssystemets funktion", ud fra en reaktiv holdning til drift (intet nyt er godt nyt).

Baseret på erfaringer fra områder hvor køkkenkværnen er tilladt, vil en tilladelse føre til en tilslutningsgrad (boliger med køkkenkværn) på 5-10% inden for 10 år.

### 8.1 Konsekvenser for spildevandssystem

#### 8.1.1 Afløbssystem

For afløbssystemer konkluderes følgende:

- 1 Det ekstra **vandforbrug** er marginalt og vil ikke påvirke den hydrauliske kapacitet
- 2 Kværnet madaffald har en specifik densitet, der er lavere end indhold i spildevand generelt og meget mindre end sandkorn. Kværnet madaffald vil derfor ikke øge **sedimentation og blokering**.
- 3 En køkkenkværn installeret i bolig vil sandsynligvis ikke ændre mængden af **fedt** i afløbssystemet væsentligt. Flydende fedt fra madlavning bør under alle omstændigheder opsamles og lægges i affaldspannen. I Norge og Sverige opleves problemer med fedt i afløbssystemer uafhængigt om private har køkkenkværn eller ej. I Nordeuropa skønnes generelt at problemer med fedt er relateret til grillbarer o.l.

- 4 Der er ikke fundet rapportering af problemer med **svovlbrintedannelse**, men der er heller ikke fundet rapportering på undersøgelser "i marken" af dette problem. Hvis de allerede eksisterer kan, kan tilførsel af kværnet køkkenaffald forværre problemet specielt i ledninger med lang opholdstid, f.eks. lange trykledninger. Der er ikke fundet forskelle på separat og fællessystemer på dette problem.
- 5 Afgørende for **rotters** tilstedeværelse og mængde i et afløbssystem er adgang til redepladser, dvs. utætte kloakker. Rotter har rigeligt med føde i et dansk afløbssystem og kværnet(formalet) madaffald vil ikke være tilgængeligt for rotter der fanger "madklumper" i spildevandet.
- 6 I **fællessystemer** vil en tilslutningsprocent på over 10% medføre at den organiske belastning af recipienter fra **overløbsbygværker** vil stige markant.
- 7 Der er stor forskel på at tillade køkkenkværne i boliger sammenlignet med **grillbarer**, restauranter og lignende.

### 8.1.2 Renseanlæg

For renseanlæg konkluderes følgende:

- 1 Kværnet madaffald forventes ikke at påvirke funktion(eller mængder) af **rist og sandfang**
- 2 Installation af køkkenkværn vil ikke påvirke den **hydrauliske belastning** af renseanlægget
- 3 Ved en installation af køkkenkværne i op til **10%** af boliger i et renseanlægs opland vil stigning i belastningen med organisk stof og næringssalte ikke være mærkbar. På de renseanlæg der blev vurderet i denne rapport medfører en tilslutning på dette niveau ikke at renseanlæggene bliver overbelastet i 2020.
- 4 Ved installation af køkkenkværne i **50%** af boliger fås ekstra belastning med organisk stof i intervallet 12-25% og for næringssalte 3-8%.
- 5 Da tilslutning af køkkenkværne til spildevandssystemet ikke medfører mærkbar stigning i hydraulisk belastning øges **udledning af organisk stof og næringssalte** heller ikke mærkbart ved tilslutningsandel af boliger med køkkenkværn på under 50%.
- 6 Et renseanlæg skal have **rådnetank** til produktion af biogas (metan) for at udnytte energien i kværnet madaffald. Hvis anlægget ikke har rådnetank, medfører tilført madaffald et øget energiforbrug pga. ekstra energi til procestanke.
- 7 Produktion af **biogas** fra det ekstra tilførte madaffald afhænger bl.a. af om renseanlægget har forklaringsstank eller ej. I renseanlæg med forklaringsstank "mistes" ca. 40% af COD i procestank og udløb(og er derfor ikke i slammet der udrådnes). I anlæg uden forklaring "mistes" ca. 65% af COD.

- 8 **Energien** i kværnet madaffald udnyttes bedst på et renseanlæg med forklaring og rådnetank. På renseanlæg uden rådnetank vil kværnet madaffald medføre øget energiforbrug.
- 9 Hvis madaffald sendes til renseanlæg kan renseanlægget ændre status til også at være et **affaldsbehandlingsanlæg**.

## 8.2 Konsekvenser for affaldssystem

- 1 Hvis den **organiske del af affaldet** fjernes fra dagrenovation, reduceres denne mængde med ca. 20-30 %. Det kan samtidig medføre færre lugtgener og et bedre hygiejneniveau for renovationsmedarbejderne ved tømning af dagrenovationen.
- 2 Ved frasortering af organisk køkkenaffald fra dagrenovationen øges muligheden for at reducere **tømningsfrekvensen** uden særlige lugtgener og hygiejneproblemer, såfremt køkkenkvarne installeres i alle eller størstedelen af boligerne i et givent område.
- 3 Brændværdien øges for den resterende dagrenovation målt per ton affald, mens den samlede indfyrede effekt til forbrændingsovnene kun er lidt påvirkede. Der frigøres dermed ikke væsentlig **kapacitet på affaldsforbrændingsanlæggene**, ved at frasortere vådt organisk køkkenaffald.

## 8.3 Energi- og miljøkonsekvenser

- 1 Der er den største **energiproduktion** ved at madaffald udnyttes på et forbrændingsanlæg (65% mere end på renseanlæg), dernæst på et bioforgasningsanlæg (14% mere end på renseanlæg) og mindst gennem kværnet madaffald der føres med spildevand til renseanlæg med forklaring og rådnetank.
- 2 Der er væsentlig forskel på forholdet mellem **el og varmeproduktion**, hvilket er afgørende betydning for miljøregnskabet, da produceret el fortrænger en større mængde udledninger i forhold til en tilsvarende mængde energi i form af fjernvarme.
- 3 Madaffald der føres til affaldsforbrænding erstatter i dag kul og sparer derfor fossilt brændstof ved fortrængning af **kulbaseret elektricitet og fjernvarme**.
- 4 Bioforgasning giver den største besparelse i udledning af **drivhusgasser**, da bioforgasning har et større elproduktion end affaldsforbrænding. Affaldsforbrænding den næststørste og renseanlæg den mindste reduktion.
- 5 **Forsuringspotentialet** er størst ved køkkenkvarne med udrådning og ved affaldsforbrænding.
- 6 Den potentielle **nærings saltbelastning** er stort set ens i de forskellige scenarier.

- 7 Ved normalisering af de potentielle **miljøeffekter** fremgår det, at drivhuseffekten er den miljøeffekt med størst relativ indflydelse, når miljøeffekterne relateres til en gennemsnitlig persons påvirkning af de respektive miljøeffekter.
- 8 **Rammebetingelserne** indenfor både affaldssektoren og energisektoren er afgørende for, hvad der miljømæssigt er fordelagtigt, og resultater kan derfor ikke direkte overføres fra en region/land til et andet. Derfor er det væsentlig at vurdere fjernvarmesystemet i det pågældende opland, for at vurdere de samlede miljøeffekter, da varmeproduktionen fra biogas eller affaldsforbrænding kan have afgørende indflydelse på miljøresultatet.

## 8.4 anbefalinger

Ønsker en kommune eller vandselskab at vurdere mulighederne og betingelserne for at tillade installation af køkkenkværne i boliger, anbefales følgende:

- 1 Det anbefales at foretage en gennemgang af afløbssystemet for at vurdere områder, hvor systemet er sårbart specielt mht. svovlbrintedannelse og overløb for en tilslutningsgrad på over 10%, baseret på driftserfaringer og inspektioner af systemet.
- 2 I oplande hvor tilførsel af kværnet madaffald kan dokumenteres vil medføre driftsproblemer, kan man begrunde forbud mod installation af køkkenkværn.
- 3 Det anbefales at registrere adressen på boliger, der får tilladelse til at installere køkkenkværne.

I særlige situationer kan vurderinger af arbejdsmiljø, adgangsforhold og andet føre til at installation af køkkenkværne er den mest optimale løsning.

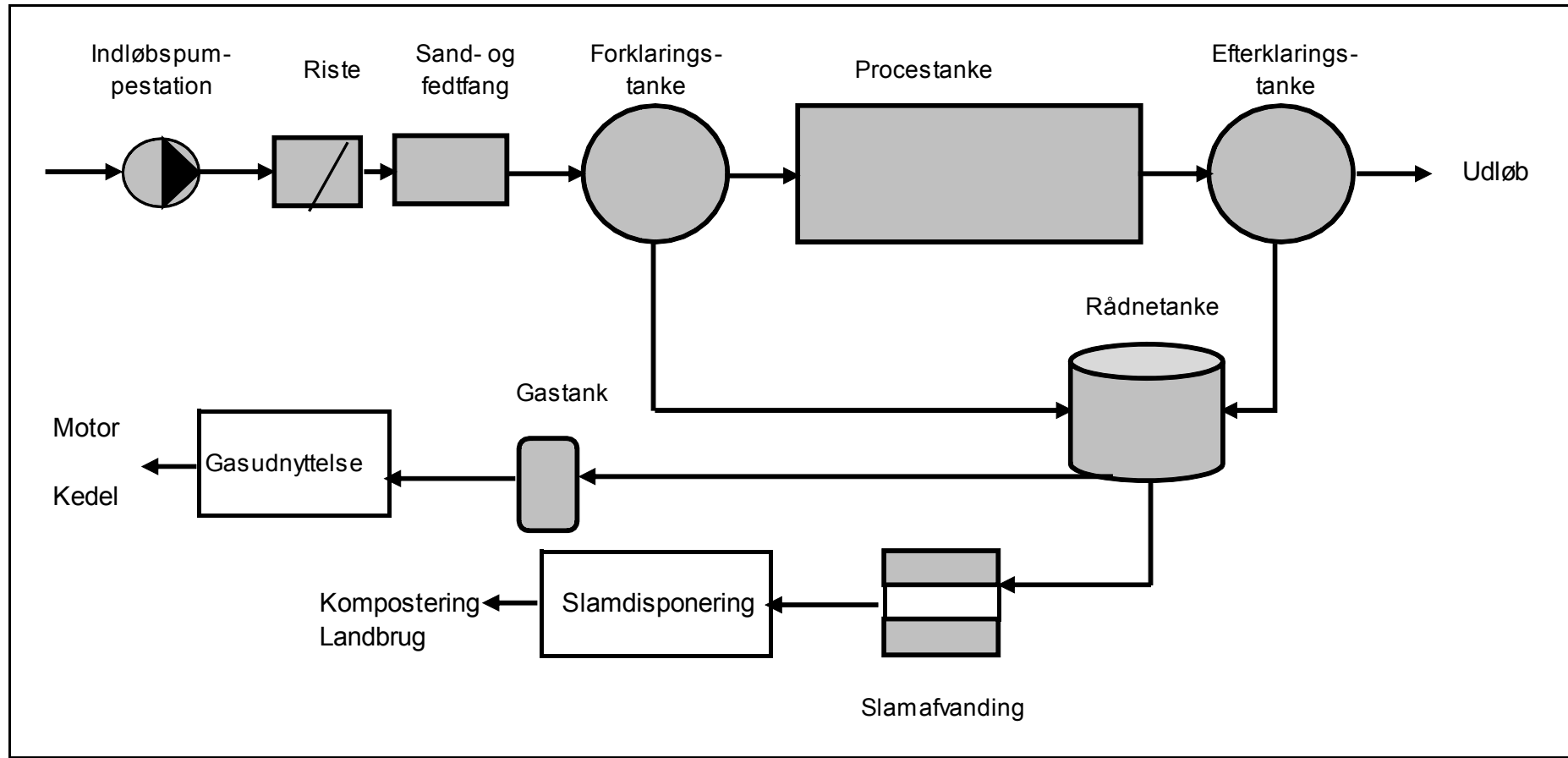
## Bilag 1 Referencer

1. Caray, C., Phelan, W. and Boland, C. (2008): Examining the Use of Food Waste Disposers (2005-WRM-DS-23-M1). EPA STRIVE Programme 2007–2013.
2. CECED, Food Waste Disposers, An integral part of the EU's future waste management strategy, 2003
3. Center for Energibesparelser, <http://www.goenergi.dk/forbruger/dit-energiforbrug/intelligent-energiforbrug/saet-dig-et-maal>
4. Channon D, Cook N, Hook H, Knowles L (2004). Preferred locations in sewers; a covert study of *Rattus norvegicus* behaviour. *International Pest Control*, 46, 194-196.
5. Colvin BA, Swift TB, Fothergill FE (1998). Control of Norway rats in sewer and utility systems using pulsed baiting methods. *Proceedings 18th Vertebrate Pest Conference* (eds. Baker RO, Crabb CA), University of California, Davis, 247-253.
6. Diggelman, Carol og Robert K. Ham, 2003: Household food waste to wastewater or to solid waste? That is the question, *Waste Management & Research* 2003, Vol. 21, 501-514
7. Evans T. D., Andersson P., Wievegg A. & Carlsson I. Surahammar: a case study of the impacts of installing food waste disposers in 50% of households. *Water and Environment Journal*, Volume 24, Issue 4 pages 309–319, December 2010.
8. Heiberg A-C og Leirs H (2011). Uncovering the secret lives of sewer rats (*Rattus norvegicus*): Movements and distribution revealed by a capture-mark-recapture study. Submitted to *Wildlife Research*.
9. Kärman E. (2001) Strategies towards sustainable wastewater management, Chalmers University of Technology, Göteborg, Sweden. *Urban Water*, Volume 3, Issues 1-2.
10. Kegebein, J.; Hoffmann, E. and Hahn, H.H. (2001) Co-Transport and Co-Reuse, An Alternative to Separate Bio-Waste Collection? *Wasser Abwasser* 142, 429-434
11. de Koning J. and van der Graaf J.H.J.M. (1996). Kitchen Food Waste Disposers Effects On Sewer System and Waste Water Treatment. Technische Universiteit Delft, Department of Water Management.
12. Nordisk Ministerråd (2007): Biowaste - Decision support tool for collection and

treatment of source-sorted organic municipal solid waste, TemaNord 2007:602

13. Nedland, K.T., Paulsrud, B. og Rusten, B.: Effekter av bruk av matavfallskverner på ledningsnett, renseanlegg og avfallsbehandling. Resultater fra Fossnesundersøkelsen og andre nordiske undersøkelser. 2006
14. New York City Department of Environmental Protection (1997): The Impact of Food Waste Disposers in Combined Sewer Areas of New York City.
15. Petersen, Claus og Ilonka Domela, 2003: Sammensætning af dagrenovation og ordninger for hjemmekompostering, Miljøprojekt Nr. 868, Miljøstyrelsen, udarbejdet af Econet og Carl Bro
16. Poulsen, Tjalfe G. and Hansen, Jens Aage. Assessing the impacts of changes in treatment technology on energy and greenhouse gas balances for organic waste and wastewater treatment using historical data. Waste Management & Research, 2009; Vol. 27 (9): 861  
Punktkilderapport 2008, By- og Landskabsstyrelsen
17. Statistikbanken 2011. [www.statistikbanken.dk](http://www.statistikbanken.dk)
18. Stockholm Vatten, 2008: Köksavfallskvarnar (KAK) i Stockholm - förstudie om förutsättningar, möjligheter och konsekvenser av införande av KAK i hus-hållen i Stockholm
19. Strutz, W.F., 1998: A brief summary and interpretation of key points, facts and conclusions for University of Wisconsin study: "Life cycle comparison of five engineered systems for managing food waste"; Insinkerator, April 1998
20. Thomas, P. (2010). The effects of food waste disposers on the wastewater system: a practical study. Water and Environment Journal, Early view, 2. March 2010
21. Svenskt Vatten Utveckling. Fett i avloppsnät– kartläggning och åtgärdsförslag. Rapport Nr 2010–03. 2010
22. Yoshida, A., Hamada, T., Yamagata, H. and Fujiu, K (2004): Impacts of food waste disposers on sewage systems. Technical Note of National Institute for Land and Infrastructure Management

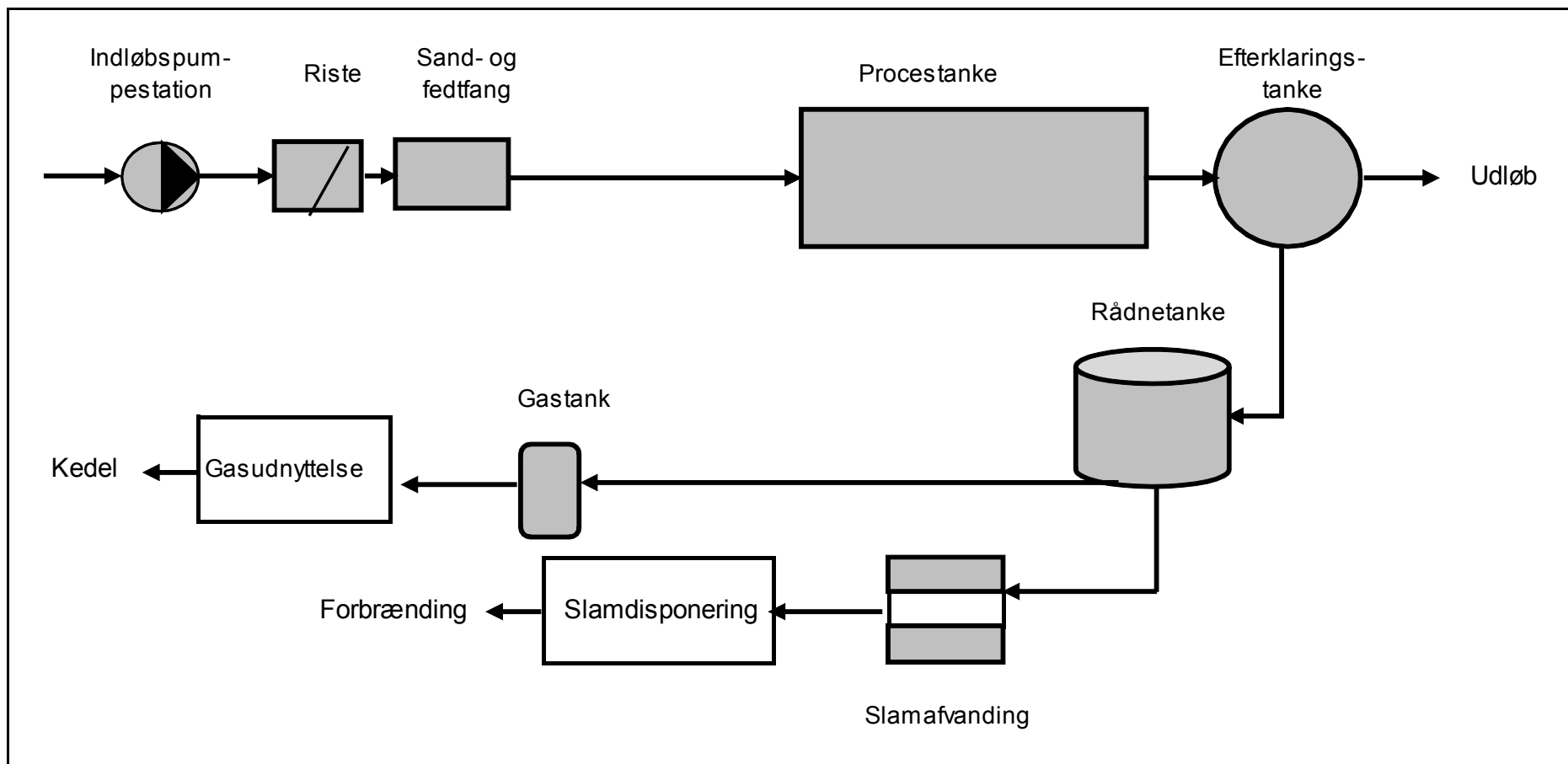
## Bilag 2 Udvalgte renselanlæg



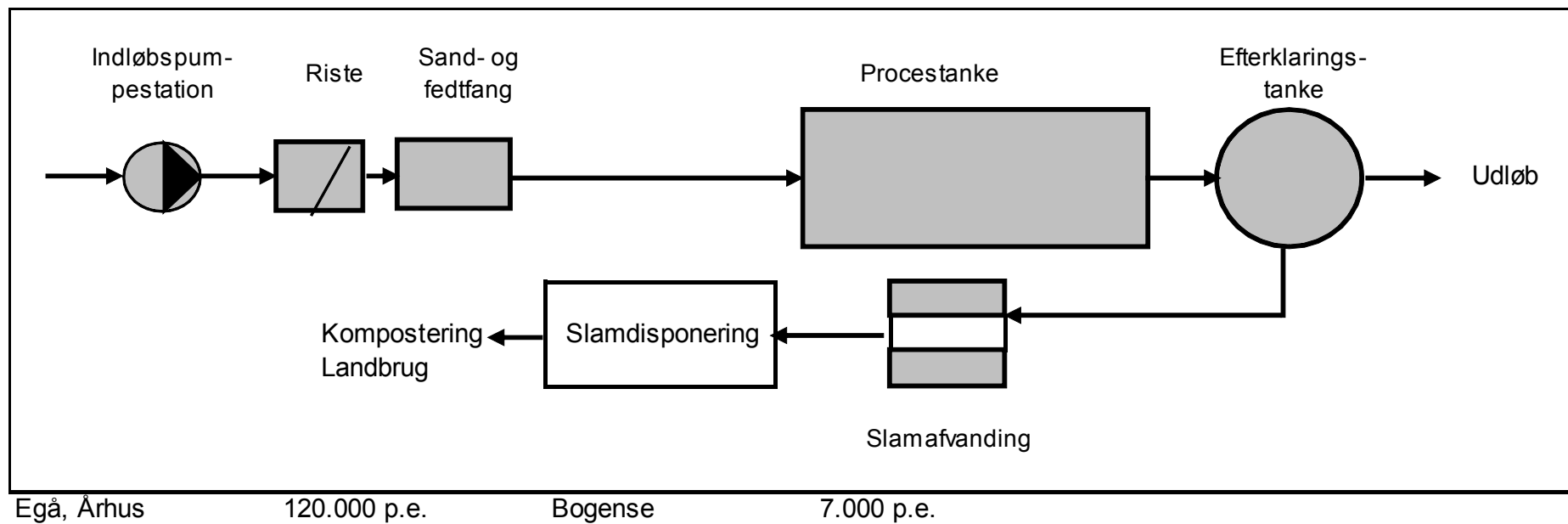
Ejby Mølle, Odense 385.000 p.e.  
 Marselisborg, Århus 200.000 p.e.

Aalborg Vest 265.000 p.e.





Aalborg Øst 75.000 p.e. Åby, Århus 84.000 p.e. Nordvest, Odense 65.000 p.e. (slam til Ejby Mølle, hvor det udrådnes)  
 Viby, Århus 83.000 p.e.



## Bilag 3 Påvirkning af belastning fra KKA

Renseanlæg	Enhed	Kapacitet	Belastning*		Personer tilsluttet		Stoftilførsel fra KKA kg/pers/år	2020					
			2009	2020	2009	2020		Bidrag fra køkkenkværn		Ekstra belastning		Belastning renseanlæg	
								10% tilslutning	50% tilslutning	10% tilslutning	50% tilslutning	10% tilslutning	50% tilslutning
<b>Aalborg</b>													
Aalborg Vest					137.000	154.000							
<i>Belastning</i>	p.e.	265.000	127.000	140.000									
<i>COD</i>	tons/år		6.910	7.617			25	385	1.925	5%	25%		
<i>BOD</i>	tons/år	5.804	2.789	3.074			8,7	134	670	4%	22%	55%	65%
<i>Tot-N</i>	tons/år		504	556			0,6	9,2	46	1,7%	8%		
<i>Tot-P</i>	tons/år		87	96			0,08	1,2	6,2	1,3%	6%		
Aalborg Øst					55.000	75.000							
<i>Belastning</i>	p.e.	75.000	45.000	60.000									
<i>COD</i>	tons/år		3.170	4.227			25	188	938	4%	22%		
<i>BOD</i>	tons/år	1.643	983	1.311			8,7	65	326	5%	25%	84%	100%
<i>Tot-N</i>	tons/år		235	313			0,6	4,5	23	1,4%	7%		
<i>Tot-P</i>	tons/år		41	55			0,08	0,6	3,0	1,1%	5%		

\* 60%-fraktil, p.e. belastning baseret på COD belastning

Renseanlæg	Enhed	Kapacitet	Belastning**		Personer tilsluttet		Stoftilførsel fra KKA kg/pers/år	2020					
			2009	2020	2009	2020		Bidrag fra køkkenkværn		Ekstra belastning		Belastning renseanlæg	
								10%	50%	10%	50%	10%	50%
						tilslutning	tilslutning	tilslutning	tilslutning	tilslutning	tilslutning		
<b>Odense</b>													
Ejby Mølle					121.107	125.000							
<i>Belastning</i>	p.e.	385.000	236.300	243.896									
<i>COD</i>	tons/år		12.259	12.653			25	313	1.563	2%	12%		
<i>BOD</i>	tons/år	8.432	5.175	5.341			8,7	109	544	2%	10%	65%	70%
<i>Tot-N</i>	tons/år		653	674			0,6	7,5	38	1,1%	6%		
<i>Tot-P</i>	tons/år		115	119			0,08	1,0	5,0	0,8%	4%		
<b>Nordvest</b>					47.426	49.000							
<i>Belastning</i>	p.e.	65.000	50.594	52.273									
<i>COD</i>	tons/år		2.693	2.782			25	123	613	4%	22%		
<i>BOD</i>	tons/år	1.424	1.108	1.145			8,7	43	213	4%	19%	83%	95%
<i>Tot-N</i>	tons/år		219	226			0,6	2,9	15	1,3%	6%		
<i>Tot-P</i>	tons/år		38	39			0,08	0,4	2,0	1,0%	5%		
<b>Bogense</b>					4.500	4.649							
<i>Belastning</i>	p.e.	7.000	4.907	5.070									
<i>COD</i>	tons/år		334	345			25	12	58	3%	17%		
<i>BOD</i>	tons/år	153	106	110			8,7	4	20	4%	18%	74%	85%
<i>Tot-N</i>	tons/år		30	31			0,6	0	1	1%	5%		
<i>Tot-P</i>	tons/år		4	4			0,08	0	0	1%	5%		

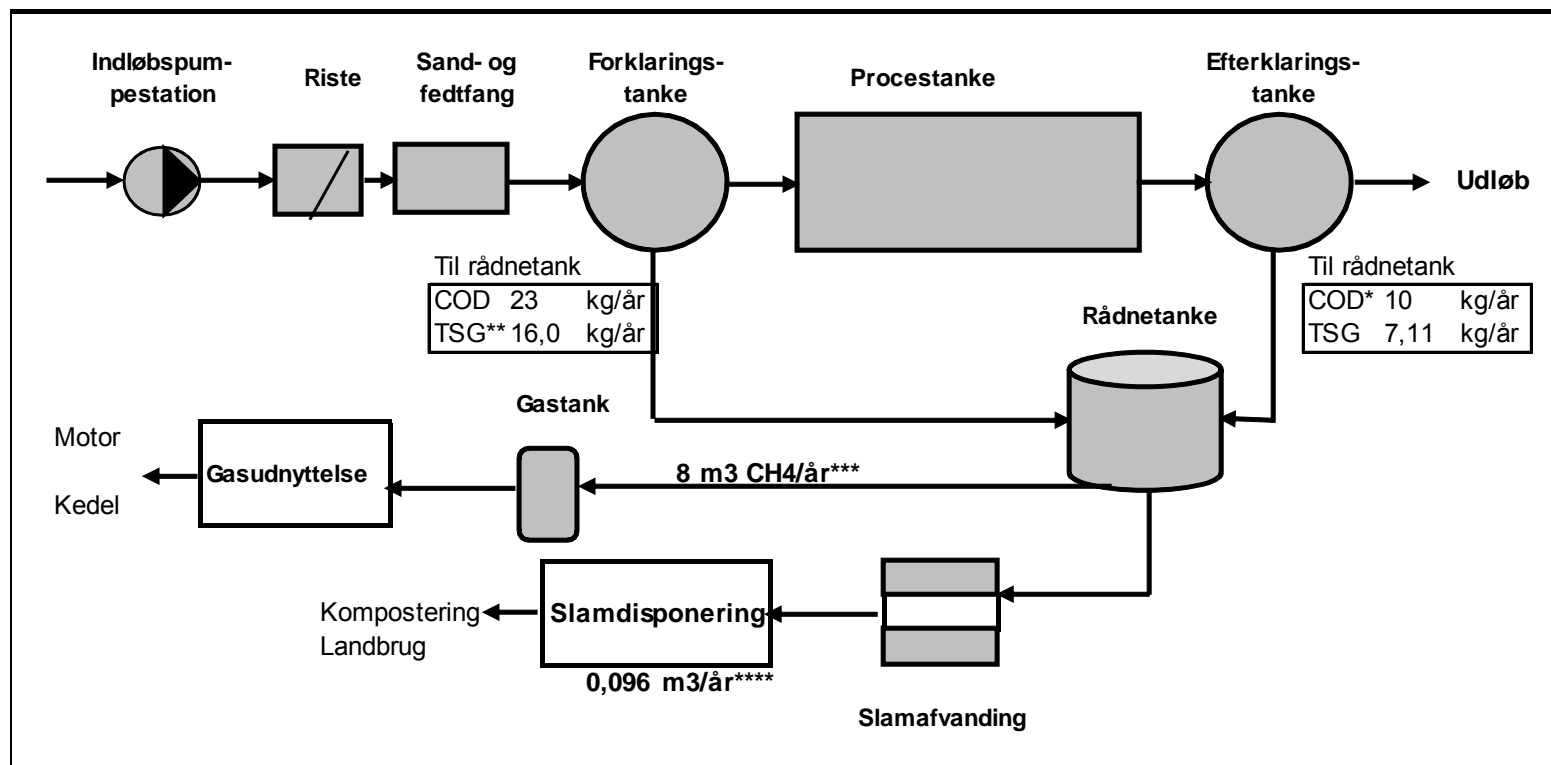
\*\*Gennemsnit

Renseanlæg	Enhed	Kapacitet	Belastning*		Personer tilsluttet		Stoftilførsel fra KKA kg/pers/år	2020				Belastning renselanlæg	
			2009	2025	2009	2020		Bidrag fra køkkenkværn		Ekstra belastning		10%	50%
								10%	50%	10%	50%	10%	50%
								tilslutning	tilslutning	tilslutning	tilslutning	tilslutning	tilslutning
<b>Århus</b>													
Marselisborg					144.000	145.000							
<i>Belastning</i>	p.e.	200.000	147.000	181.000									
<i>BOD</i>	tons/år	4.380	3.226	3.972			8,7	126	631	3%	16%	94%	105%
<i>Tot-N</i>	tons/år		557	686			0,6	8,7	44	1,3%	6%		
<i>Tot-P</i>	tons/år		99	121			0,08	1,2	5,8	1,0%	5%		
Viby					30.000	37.000							
<i>Belastning</i>	p.e.	83.000	35.000	64.000									
<i>BOD</i>	tons/år	1.818	760	1.389			8,7	32	161	2%	12%	78%	85%
<i>Tot-N</i>	tons/år		178	326			0,6	2,2	11	0,7%	3%		
<i>Tot-P</i>	tons/år		29	53			0,08	0,3	1,5	0,6%	3%		
Åby					63.000	66.000							
<i>Belastning</i>	p.e.	84.000	67.000	87.000									
<i>BOD</i>	tons/år	1.840	1.468	1.906			8,7	57	287	3%	15%	107%	119%
<i>Tot-N</i>	tons/år		256	332			0,6	4,0	20	1,2%	6%		
<i>Tot-P</i>	tons/år		43	56			0,08	0,5	2,6	0,9%	5%		
Egå					78.000	95.000							
<i>Belastning</i>	p.e.	120.000	65.000	114.000									
<i>BOD</i>	tons/år	2.628	1.407	2.468			8,7	83	413	3%	17%	97%	110%
<i>Tot-N</i>	tons/år		319	559			0,6	5,7	29	1,0%	5%		
<i>Tot-P</i>	tons/år		51	90			0,08	0,8	3,8	0,8%	4%		

## Bilag 4 Påvirkning af processer i renselanlæg

### Aktiv slamanlæg med forklaring og rådnetank

Indløb	Renseeffekt	Til procestank	Samlet renseseffekt	Udløb
COD 53 kg/år	0,44	COD 29 kg/år	0,93	<b>COD 3,7 kg/år</b>
BOD 19 kg/år	0,44	BOD 10 kg/år	0,98	<b>BOD 0,4 kg/år</b>
Tot-N 1,3 kg/år	0,11	Tot-N 1,2 kg/år	0,86	<b>Tot-N 0,18 kg/år</b>
Tot-P 0,2 kg/år	0,27	Tot-P 0,15 kg/år	0,91	<b>Tot-P 0,02 kg/år</b>



---

COD\*: baseret på udbyttekonstant 0,35 kg SS/kg COD til procestank og COD indhold i slam til rådnetank på 1 kg COD/kg SS

TSG\*\* (Glødetab): baseret på 1,45 kg COD/kg TSG

Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/år : baseret på 550 l gas/TSG og et methanindhold på 65% af gassen.

m<sup>3</sup>/år\*\*\*\* : baseret på 0,4 kg TS/kg COD i indløb. Slamafvanding til 22% TS.

Total strømforbrug: 36 kWh/p.e., heraf til bio og slamafvanding,: 1,15 kWh/kg BOD

Strømforbrug for funktionel enhed: **21 kWh**

#### Luftemission fra biogasmotor pr. m<sup>3</sup> gas

CH <sub>4</sub>	g/m <sup>3</sup>	7,3
CO	g/m <sup>3</sup>	2,4
CO <sub>2</sub>	g/m <sup>3</sup>	1310
SO <sub>2</sub>	g/m <sup>3</sup>	1
NO <sub>x</sub>	g/m <sup>3</sup>	14,7

## Aktiv slamanlæg med rådnetank

Indløb

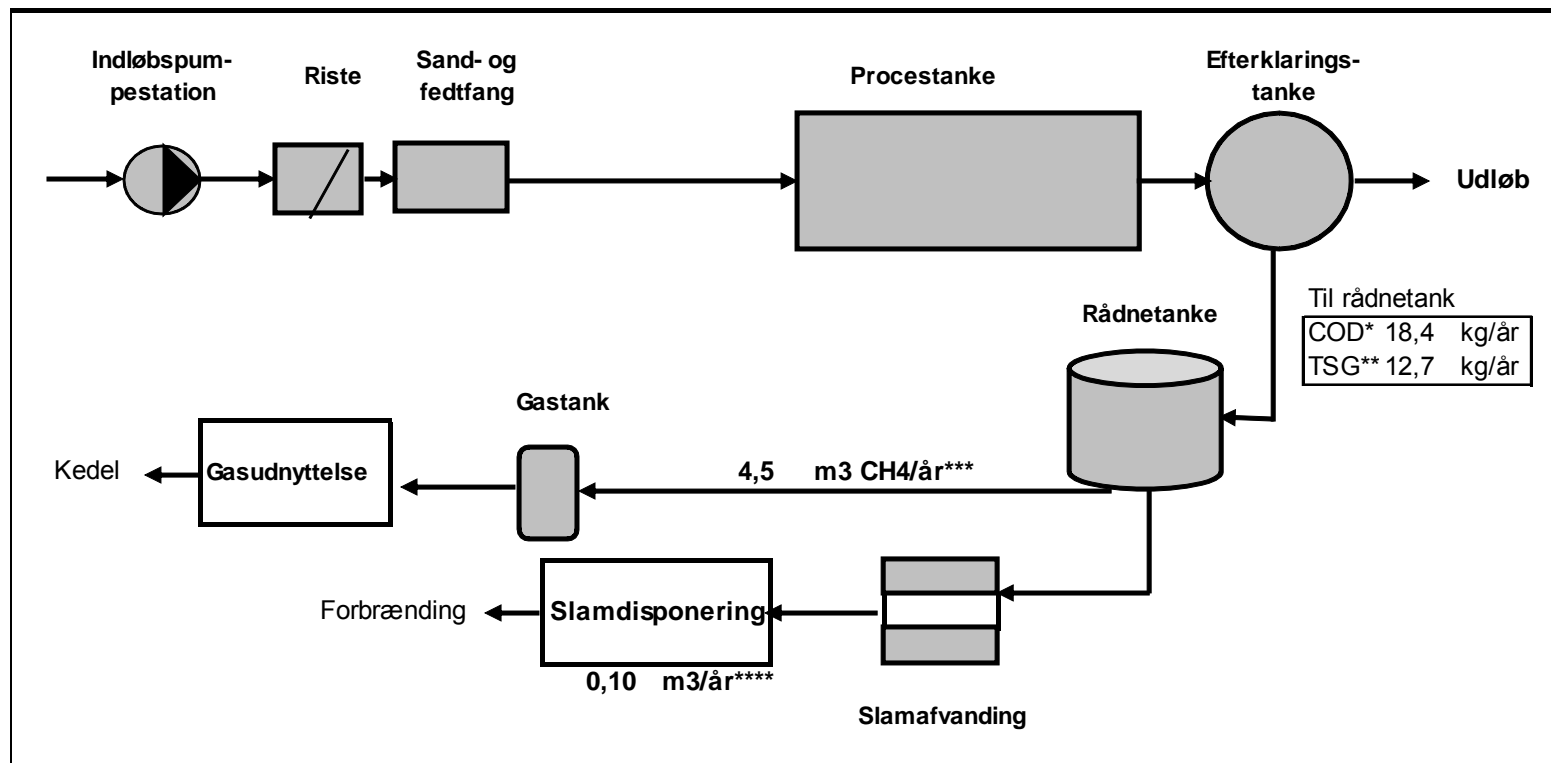
COD	53	kg/år
BOD	19	kg/år
Tot-N	1,3	kg/år
Tot-P	0,2	kg/år

Samlet renseseffekt

0,93
0,98
0,86
0,91

Udløb

COD	3,7	kg/år
BOD	0,37	kg/år
Tot-N	0,18	kg/år
Tot-P	0,02	kg/år





COD\*: baseret på udbyttekonstant 0,35 kg SS/kg COD til procestank og COD indhold i slam til rådnetank på 1 kg COD/kg SS

TSG\*\* (Glødetab): baseret på 1,45 kg COD/kg TSG

Nm3 CH4/år' : baseret på 550 l gas/TSG og et methanindhold på 65% af gassen.

m3/år\*\*\*\* : baseret på 0,4 kg TS/kg COD i indløb. Slamafvanding til 22% TS.

Total strømforbrug: 50 kWh/p.e., heraf til bio og slamafvanding: 1,60 kWh/kg BOD

Strømforbrug for funktionel enhed: **30 kWh**

#### Luftemission fra slamforbrænding af funktionel enhed

CO	1,25 g
CO2	1204 g
SO2	6,4 g
NOx	3,4 g
HCl	0,28 g
HF	0,024 g
Bly(Pb)2	0,00026 g
Cadmium(Cd) <sup>2)</sup>	0,00014 g
Kviksølv (Hg) <sup>2)</sup>	0,00014 g
PAH(sum) <sup>3)</sup>	0,0068 mg
Dioxin(TEQ)	0,0020 µg
Olie forbrug	0,73 liter

2) Sum af partikel og gasfase

3) mg benzen(a)pyren-ækv./Nm3

#### Luftemission fra biogasmotor pr. m3 gas

CH4	g/m3	7,3
CO	g/m3	2,4
CO2	g/m3	1310
SO2	g/m3	1
NOx	g/m3	14,7

## Anlæg uden rådnetank

Indløb

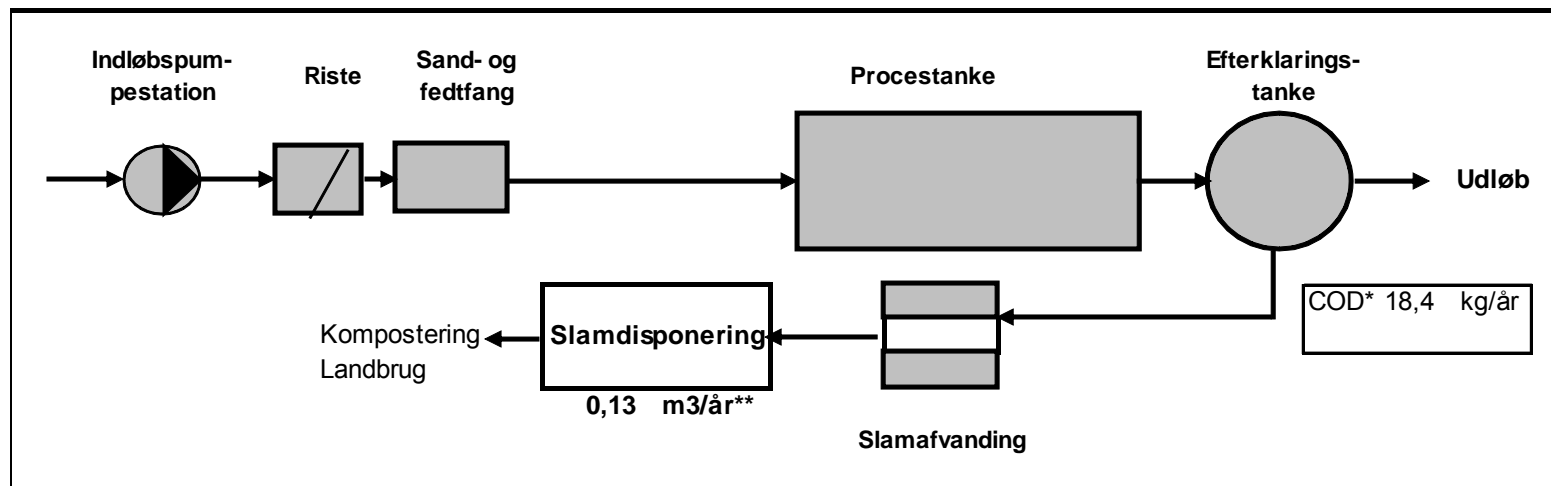
COD	53	kg/år
BOD	19	kg/år
Tot-N	1,3	kg/år
Tot-P	0,2	kg/år

Samlet renseseffekt

0,93
0,98
0,86
0,91

Udløb

COD	3,7	kg/år
BOD	0,37	kg/år
Tot-N	0,18	kg/år
Tot-P	0,02	kg/år



COD\*: baseret på udbyttekonstant 0,35 kg SS/kg COD til procestank og COD indhold i slam på 1 kg COD/kg SS

m<sup>3</sup>/år\*\*\*\* : baseret på 0,55 kg TS/kg COD i indløb. Slamafvanding til 22% TS.

Total strømforbrug: 50 kWh/p.e., heraf til bio og slamafvanding: 1,60 kWh/kg BOD

Strømforbrug for funktionel enhed: **30 kW**

## Bilag 5 Påvirkning af energiproduktion/forbrug

Renseanlæg	Enhed	Anlægstype	Personer tilsluttet		Stoftilførsel fra KKA kg/pers/år	Bidrag fra køkkenkværn		Ekstra energi (gas) produktion		Ekstra energi forbrug (el)		Energiresultat	
			2009	2020		10% tilslutning	50% tilslutning	10% tilslutning	50% tilslutning	10% tilslutning	50% tilslutning	10% tilslutning	50% tilslutning
			2020										
<b>Aalborg</b>													
Aalborg Vest		F E R	137.000	154.000									
COD	tons/år				25	385	1.925						
Energi	kWh/år							506.660	2.533.300	184.479	922.396	322.181	1.610.904
Aalborg Øst		E R	55.000	75.000									
COD	tons/år				25	188	938						
Energi	kWh/år							141.750	708.750	125.000	625.000	16.750	83.750

F Forklaring FER  
E Efterklaring ER  
R Rådnetank

Energiprod. 1,316 kWh/kg COD  
Energiprod. 0,756 kWh/kg COD

Energiforb. 0,479 kWh/kg COD  
Energiforb. 0,667 kWh/kg COD  
En boligs gennemsnitsforbrug

4000 kWh/år

Renseanlæg	Enhed		Personer tilsluttet		Stoftilførsel fra KKA kg/pers/år	Bidrag fra køkken- kværn		Ekstra energi (gas) produktion		Ekstra energi forbrug (el)		Energieresultat	
			2009	2020		10%	50%	10%	50%	10%	50%	10%	50%
						tilslutning	tilslutning	tilslutning	tilslutning	tilslutning	tilslutning	tilslutning	tilslutning
<b>Odense</b>													
Ejby Mølle		F E R	121.107	125.000									
COD	tons/år				25	313	1.563						
Energi	kWh/år							411.250	2.056.250	149.740	748.698	261.510	1.307.552
Nordvest		E R	47.426	49.000									
COD	tons/år				25	123	613						
Energi	kWh/år							92.610	463.050	81.667	408.333	10.943	54.717
Bogense		E	4.500	4.649									
COD	tons/år				25	12	58						
Energi	kWh/år							0	0	7.749	38.745	7.749	38.745

F Forklaring FER Energiprod. 1,316 kWh/kg COD

E Efterklaring ER Energiprod. 0,756 kWh/kg COD

R Rådnetank

Energiforb. 0,479 kWh/kg COD

Energiforb. 0,667 kWh/kg COD

En boligs gennemsnitsforbrug 4000 kWh/år

Renseanlæg	Enhed		Personer tilsluttet		Stoftilførsel fra KKA kg/pers/år	Bidrag fra køkken- kværn		Ekstra energi (gas) produktion		Ekstra energi for- brug (el)		Energiresultat	
			2009	2020		10%	50%	10%	50%	10%	50%	10%	50%
						tilslutning	tilslutning	tilslutning	tilslutning	tilslutning	tilslutning	tilslutning	tilslutning
2020													
<b>Århus</b>													
Marselisborg		F E R	144.000	145.000									
COD	tons/år				25,0	363	1.813						
Energi	kWh/år							477.050	2.385.250	173.698	868.490	303.352	1.516.760
Viby		E R	30.000	37.000									
COD	tons/år				25,0	93	463						
Energi	kWh/år							69.930	349.650	61.667	308.333	8.263	41.317
Åby		E R	63.000	66.000									
COD	tons/år				25,0	165	825						
Energi	kWh/år							124.740	623.700	110.000	550.000	14.740	73.700
Egå		E	78.000	95.000									
COD	tons/år				25,0	238	1.188						
Energi	kWh/år							0	0	158.333	791.667	-158.333	-791.667

F Forklaring FER Energiprod. 1,316 kWh/kg COD

E Efterklaring ER Energiprod. 0,756 kWh/kg COD

R Rådnetank

Energiforb. 0,479 kWh/kg COD

Energiforb. 0,667 kWh/kg COD

En boligs gennemsnitsforbrug 4000 kWh/år

## Bilag 6 Sammensætning af køkkenkværn

Material	Total Wt.		Total %
	pounds	kilograms	
Aluminum	1.68	0.76	7.88%
Brass	0.002	0.001	0.01%
Cardboard	1.15	0.52	5.41%
Copper	2.26	1.03	10.62%
Nylon	0.02	0.01	0.08%
Paper	0.09	0.04	0.43%
Plastic	2.61	1.18	12.27%
Polyester Cord	0.002	0.001	0.01%
Powdered Metal	0.05	0.02	0.24%
Rubber	0.60	0.27	2.84%
Steel	12.70	5.76	59.68%
Tape	0.01	0.00	0.02%
Wire	0.04	0.02	0.20%
Zinc	0.06	0.03	0.30%
Total Weight =	21.28	9.65	100%

Oplyst af Insinkerator, Michael Keleman

## **Bilag 7 Køkkenkværn producenter**

- Emmerson InsinkErator
- Xiamen Dingrong Electrical Components Co., Ltd., Fujian, China
- Foshan Shunde Shentop Information Technology Co., Ltd., Guangdong, China
- Gladore Electric Co., Ltd., Shanghai, China
- Tenghua Railway Material And Fitting Factory Of Xingtai City, Hebei, China
- 12 andre kinesiske producenter fundet