

Sammenligning av alternative
behandlingssystemer for organisk
husholdningsavfall

RF-1996/125

**Sammenligning av alternative
behandlingssystemer for
organisk husholdningsavfall.**

Rapport RF-96/125

Vår referanse: 726/653885	Forfatter(e): Grethe Kjeilen, Rudolf Meissner	Versjonsnr. / dato: Vers. 1 / 09.05.96
Ant. sider: 63 + appendiks	Faglig kvalitetssikrer: Rudolf Meissner	Gradering: Konfidensiell
ISBN: 82-7220-800-8	Oppdragsgiver(e): IVAR	Åpen fra (dato): 01. 01 97
Forskningsprogram:	Prosjektittel: Sammenligning av alternative behandlingssystemer for organisk husholdningsavfall.	

Emne:

Alternative behandlingssystemer for omsetning av organisk husholdningsavfall er beskrevet og sammenlignet med bakgrunn i den teknologiske prosessen, miljøpåvirkninger og økonomiske vurderinger.

Metoder som er omhandlet omfatter kompostering, biogassanlegg, førproduksjon og forbrenning.

Emne-ord:

Organisk husholdningsavfall, kompostering, biogass, førproduksjon, forbrenning, miljø, økonomi.

RF - Rogalandforskning er sertifisert etter et kvalitetssystem basert på NS - EN ISO 9001



Prosjektleder
Grethe Kjeilen



for RF - Miljø og næringsutvikling
Inge Brun Henriksen

Innhold

Sammendrag.....	i
Forord.....	iv
1 INNLEDNING	5
1.1 Formål.....	5
1.2 Bakgrunn.....	5
Omfang	5
Sammensetning av organisk avfall	6
Prosesser	7
Ønsket kvalitet på sluttprodukt.....	7
Kostandsoverslag og økonomiske vurderinger	8
2 ALTERNATIVE METODER FRO BEHANDLING AV ORGANISK AVFALL	9
2.1 Kompostering.....	9
Introduksjon.....	9
Forbehandling	10
2.1.1 Biologisk prosess.....	11
2.1.2 Teknologisk prosess.....	13
Åpen rankekompostering.....	13
Lukket rankekompostering	13
Boks- og containerkompostering	14
Binge- og tunnelkompostering.....	15
Trommelkompostering	16
Brikollarekompostering	17
2.1.3 Produkter.....	17
2.1.4 Innsamling, sortering og avfallstyper.....	18
2.1.5 Miljøbelastninger	18
2.1.6 Kostnadsvurderinger.....	20
2.2 Anaerob reaktorteknologi	21
2.2.1 Biologisk prosess	23
2.2.2 Teknologisk prosess.....	25
Ettrinns tørr prosess - Valorga	25
Ettrinns våt prosess - WABIO	26
Totrinns prosess - Plauener Verfahren.....	27
Valg av system.....	28

Biogassanlegget på Mekjarvik	29
Tilpassning til sambehandling av organisk husholdningsavfall og slam	30
2.2.3 Produkter.....	31
2.2.4 Innsamling, sortering og avfallstyper.....	31
2.2.5 Miljøbelastninger.....	32
2.2.6 Kostnadsvurderinger.....	34
2.3 Førproduksjon.....	35
2.3.1 Biologisk og teknologisk prosess	35
2.3.2 Produkter.....	36
2.3.3 Innsamling, sortering og avfallstyper.....	36
2.3.4 Miljøbelastninger.....	36
2.3.5 Kostnadsvurderinger.....	37
2.4 Forbrenning.....	38
2.4.1 Teknologisk prosess.....	38
2.4.2 Produkter.....	38
2.4.3 Innsamling, sortering og avfallstyper.....	39
2.4.4 Miljøbelastninger.....	39
2.4.5 Kostnadsvurderinger.....	41
2.5 Produksjon av fast brensel	42
2.5.1 Teknologiske prosesser og produkter	42
Bioenergi fra pellets: Cambi-prosessen	42
3 SAMMENLIGNING AV ALTERNATIVER.....	44
3.1 Miljø	44
Utslipp til luft.....	44
Utslipp til vann	46
Hygieniske aspekter	46
Nærmiljøulemper.....	46
Arbeidsmiljøulemper	47
3.2 Økonomi	47
Investeringskostnader	47
Driftskostnader	48
Transportøkonomiske vurderinger.....	49
3.3 Avfallsfraksjoner og behov for kildesortering.....	50
4 OPPSUMMERING OG KONKLUSJON.....	52
Konklusjon:.....	60

5 REFERANSER	61
VEDLEGG.....	64

Sammendrag

En vurdering av aktuelle metoder for behandling av organisk husholdningsavfall i IVAR-regionen er gjennomført. Utgangspunktet har vært å vurdere teknologiske, miljømessige og økonomiske aspekter forbundet med ulike behandlingsalternativer.

Kompostering, anaerob nedbrytning i et biogassanlegg, produksjon av fôr og forbrenning i forbrenningsanlegg har blitt vurdert. Det har blitt lagt vekt på hvor mye av det organiske avfallet som kan inngå ved de ulike alternativene. Bl.a har det blitt vurdert om hageavfall og bleier kan inngå sammen med matavfall og annet våtorganisk kjøkkenavfall ved de ulike behandlingsmetodene. Estimert kapasitetsbehov ved et behandlingsanlegg er ca. 18 000 t/år (11 000 t matavfall, 7 000 t hageavfall).

Miljømessige aspekter ved hele prosessen fra innsamling, mottak og behandling til etterbehandling og konfeksjonering av produkter, samt rensing av avfallsfraksjoner er inkludert. Økonomiske betraktninger inkluderer investerings- og driftsutgifter, samt transportøkonomiske vurderinger ved de ulike alternativene.

Kompostering:

En høyteknologisk komposteringsprosess kan behandle hele den organiske fraksjonen av husholdningsavfall inkludert hageavfall. Nødvendig innsamlingsordning vil bli organisk avfall og restavfall annenhver uke. Behandlingstid og kvalitet på kompostprodukt vil avhenge av systemvalg. En total komposteringstid på 10 - 12 uker er realistisk. Fra 1 tonn avfall vil det dannes ca. 600 kg salgbart kompostprodukt. Den vanskeligst kontrollerbare miljøulempen vil være emisjon av lukt, både ved innsamling, mottak og under prosessen.

Investerings- og driftsutgifter vil være i størrelsesorden 2000 - 3000 kr/t kapasitet (investering), og 400 - 500 kr/t (drift).

Anaerob nedbrytning i biogassanlegg:

Et biogassanlegg kan behandle hele den organiske fraksjonen av husholdningsavfall men bare deler av hageavfallet (dette er også systemavhengig). Nødvendig innsamlingsordning vil bli organisk avfall og restavfall annenhver uke, samt separat innsamling av hageavfall. Ved prosessen produseres det biogass som kan omsettes til energi, og et kompostprodukt. I tillegg vil det dannes 100 - 800 liter restvann i prosessen. Behandlingstid og kvalitet på kompostprodukt vil avhenge av systemvalg og etterbehandling.

Behandlingstiden vil bli i størrelsesorden 2 - 4 uker. Fra 1 tonn avfall vil det dannes ca. 300 kg salgbart kompostprodukt, og ca. 3 000 MJ/t energi.

Investerings- og driftsutgifter vil være i størrelsesorden 3000 - 4000 kr/t kapasitet (investering), og 500 - 750 kr/t (drift). Salgsinntekter av biogass vil, med en ca. utsalgspris på 20 øre/KWh, bli 20 - 65 kroner/t.

Produksjon av fôr:

Ved produksjon av fôr fra matavfall vil det dannes en relativt stor restfraksjon organisk avfall som må deponeres eller omsettes ved andre metoder. Nødvendig innsamlingsordning vil bli organisk avfall og restavfall annenhver uke, med mulig intensivering av matavfallsinnsamlingen i sommerhalvåret, samt separatinnsamling av hageavfall. Det produseres 1 tonn våtfôr per tonn matavfall omsatt. 3 liter våtfôr vil igjen erstatte én førenhet kraftfôr. Det produseres ingen avfallsfraksjoner, og det er generelt lite miljøbelastninger ved produksjon.

Miljøfôret koster 500 - 700 kroner/t å produsere, produktet selges til 200 - 300 kr/t. Investeringsutgifter ved et nytt anlegg vil bli i størrelsesorden 1200 - 1300 kr/t kapasitet. Utvidet drift ved eksisterende anlegg vil gi høye transportkostnader.

Forbrenning:

Forbrenning er kun aktuelt som et behandlingalternativ for totalt husholdningsavfall (restavfall inkludert). Ingen kildesortering av avfall vil være nødvendig. Ukentlig innsamling av husholdningsavfall vil bli gjennomført.

Fra prosessen dannes det et slagprodukt som for en stor del må deponeres, og energi i form av varme. Det dannes også røykgass som må renses grundig. Ved brenning av organisk avfall vil energiproduksjonen bli tilsvarende som ved et biogassanlegg. Miljøulemper er hovedsaklig utslipp av røykgassparametre som dioksiner og annet. Vaskevann fra røykgassrensing er også et problemavfall.

Investerings- og driftsutgifter vil være i størrelsesorden 6000 - 7000 kr/t kapasitet (investering), og 500 - 750 kr/t (drift). Salgsinntekter av energi fra den organiske fraksjone av avfallet vil, med en ca. utsalgspris på 20 øre/KWh, bli tilsvarende som ved salg av biogass. Høyere salgsinntekter kan forventes av restavfallet da dette har en høyere brennverdi (3 - 4 ganger høyere).

Konklusjon

Det er ikke store avgjørende forskjeller mellom de forskjellige alternativene, og det er derfor ikke lett å trekke noen entydig konklusjon om hvilket alternativ som bør velges.

Høyteknologisk kompostering ser likevel ut til å være det alternativet som peker seg mest ut. Dette er bl.a fordi kompostering tar hånd om den største andelen av det organiske avfallet (untatt forbrenning). Innsamlingsordningene blir dermed enklere, og det reduserer behovet for deponering eller alternativ omsetning av øvrige organiske avfallsfraksjoner. I tillegg er prosessen mindre avhengig av markedspriser (og eventuelle svingninger i disse) for omsetning av produkter enn de øvrige prosessene siden det bare produseres ett produkt, kompost, og siden salg av dette produktet i utgangspunktet ikke kan forventes å være en stor inntektskilde. Produktet bør imidlertid være relativt lett å omsette, siden det kan tilbys i et bredt marked.

En effektiv, økonomisk gunstig og langsiktig omsetningsavtale av biogass vil gjøre et biogassalternativ attraktivt også. Det vil imidlertid være større markedsavhengighet ettersom kraftmarkedet varierer. Det vil også fremkomme en noe større restfraksjon organisk avfall som fordrer alternativ behandling.

Produksjon av fôr bør ikke velges som en hovedløsning pga. at det er en relativt liten fraksjon av det organisk avfallet som omsettes i denne prosessen. En utviding av eksisterende ordning bør imidlertid kunne være mulig hvis det er ønskelig fra fôrprodusentens side.

Forbrenning antas å være en lite aktuell løsning, bl.a. fordi det er sterke negative signaler fra myndighetene mot å brenne våtorganisk avfall. Brenning av restorganisk avfall (f.eks etter utskilling av matavfall til produksjon av fôr) kan være mer aktuelt. En mer helhetlig vurdering av behandling av totalt husholdningsavfall må legges til grunn før en eventuell beslutning om etablering av et forbrenningsanlegg kan tas.

Forord

Den foreliggende rapporten er resultat av et prosjekt utført på oppdrag fra IVAR. Bakgrunn for arbeidet er de beslutninger som IVAR må ta med hensyn på fremtidig disponering av avfall, og da spesielt organisk husholdningsavfall. Rapporten er ment å være et supplement til allerede kjent teknologi, men den er også ment å gi en sammenligning og total vurdering av ulike alternative behandlingsmåter.

Prosjektet fokuserer på en teknologisk, miljømessig og økonomisk vurdering av kompostering, nedbrytning i biogassanlegg, produksjon av fôr fra matavfall og forbrenning som alternative løsninger for behandling av organisk husholdningsavfall.

Ved Rogalandsforskning er dette prosjektet gjennomført av forsker Grethe Kjeilen (prosjektleder) og seniorforsker Rudolf Meissner som også har vært kvalitetssikrer.

Stavanger 9. mai 1996

Grethe Kjeilen

1. Innledning

1.1 Formål

Formålet med prosjektet har vært å se på alternative løsninger for behandling av den organiske fraksjonen av husholdningsavfall. Den organiske fraksjonen av husholdningsavfall innbefatter i denne sammenheng matavfall, hage- og grøntavfall, ikke gjenvinnbart papir, bleier etc. Prosjektet er gjennomført på oppdrag fra IVAR. Aktuelle behandlingsforslag er basert på IVAR regionen.

Husholdningsavfall er svært sammensatt. Deler av avfallet egner seg godt for gjenvinning. Den organiske fraksjonen av husholdningsavfall har tradisjonelt blitt sett på som et problemavfall fordi det bidrar til dårlige hygieniske forhold, lukt og skadedyr ved fyllplasser og deponi der avfallet normalt har blitt avsatt. Organisk husholdningsavfall kan også bli sett på som en ressurs. Avfallet kan bl.a. omdannes til en høyverdig kompost (jordforbedringsmiddel), fyllmasse, til produksjon av brensel for sentrale forbrenningsovner, eller matavfallsfraksjonen kan benyttes til dyrefôr. Ved en anaerob nedbrytningsprosess får man, i tillegg til et kompostprodukt, også en gassfase som kan nyttes til energiformål. Også ved forbrenning av avfallet vil man kunne ta ut energi fra omsetningsprosessen.

1.2 Bakgrunn

Omfang

En ordning for behandling av bioavfall er i utgangspunktet tenkt å inkludere alle IVAR kommunene, Stavanger, Sandnes, Sola, Time, Klepp, Randaberg, Gjesdal og Hå. Hvis man antar at av totalt husholdningsavfall vil det kunne sorteres ut ca. 25 % matavfall og ca. 5 % bleier (vekt) vil følgende mengder fremkomme for de ulike kommunene (tall presentert av IVAR):

Kommune	hush.avfall t/år	tot. matavfall t/år	bleier t/år	Innsamling i brune dunker		
				matavfall t/år	hageavfall t/år	totalt t/år**
Stavanger	30300	7570	1470	4540	2930	7470
Sandnes	13400	3350	670	2010	1430	3240
Sola	3500	870	300	560	450	1010
Time	2500	620	220	440	340	780
Klepp	2500	610	180	430	340	770
Randaberg	2200	540	120	380	210	590
Gjesdal	3700	930	140	650	210	860
Hå*	3000	760	250			
Sum	61100	15250	3350	9010	5910	14920
Dimensjonering av anlegg				11000	7000	18000

*) Den eksisterende metoden med innsamling av matavfall til forproduksjon i Hå kommune antas å kunne fortsette som i dag, og det er derfor ikke presentert data for forventet innsamlede mengder i brune dunker.

**) Man regner med at ca. 60 - 70 % av husstandene vil favnes av en ordning med innsamling av organiske avfall i brune dunker. De resterende huser dekkes opp gjennom andre ordninger som f. eks. egne ordninger i borettslag, egenkompostering, manglende kildesortering etc.

De ulike alternative behandlingsmetodene bør være dimensjonert for å kunne omsette de indikerte mengdene av bioavfall, dvs. 11 000 tonn matavfall/år og 7 000 tonn hageavfall/år. Tilsvarende kapasitet for omsetning av bleier er anslagsvis 4 000 t/år.

Sammensetning av organisk avfall

Den organiske fraksjonen av vanlig husholdningsavfall består av matavfall, papp, papir, bleier, blomster og hageavfall m.m. Ved eksisterende innsamlingsordninger blir papir og papp sortert fra resten av avfallet og gjenvunnet. Denne ordningen vil fortsette også i fremtiden. (I tillegg er det muligheter for utsortering av ikkeorganiske avfallsfraksjoner som glass, klær, batterier, elektriske artikler etc. for det meste av IVAR regionen.)

Det øvrige organiske avfallet kan deles i tre grupper som hver har sine spesielle karakteristika:

- Vanlig matavfall er ganske diverst. Det har ofte høy fuktighet (ca. 25 % tørrstoff, TS) og det kan inneholde en rekke mikroorganismer (deriblant noen potensielt patogene). Det er store variasjoner i den kjemiske sammensetningen av ulike typer matavfall.
- Hage- og grøntavfall er mindre variert enn matavfall. Det er vanligvis relativt tørt (ca. 50 - 60 % TS) og har en god struktur. Den kjemiske sammensetningen er også mye mer ensartet.
- Bleier utgjør en relativt stor volumprosent av det organiske avfallet. I vekt utgjør de ca. 3 % av totalt husholdningsavfall, og 5 - 8 % av bioavfallet. Bleiene inneholder plast, som kan være uønsket ved noen behandlingsmetoder. I tillegg er de relativt kompakte og kan dermed være vanskelig å omsette ved en vanlig komposteringsprosess. Dette avhenger dog av i hvilken grad de forbehandles. Hvis

bleier inkluderes i en nedbrytningsprosess kan dette stille større krav til for- og etterbehandling for å få en høykvalitetskompost.

Komposterbar andel av totalt husholdningsavfall utgjør ca. 40 - 45 %. Vegetabilsk/ animalsk avfall (matavfall) utgjør ca 30 % av totalt husholdningsavfall (Hagen, 1994a).

Følgende C:N forhold, tørrstoff- og karboninnhold er presentert for hhv. matavfall, bioavfall (= total organisk fraksjon, også referert til som komposterbar fraksjon, unntatt hageavfall), og hageavfall fra husholdningsavfall:

Avfall	% TS	C:N forhold	C innhold, % av TS
Matavfall	35 ¹⁾	12 - 20 ^{1,2,3)}	48 ¹⁾
Bioavfall	25 ⁴⁾	10 - 25 ^{2,3,4)}	
Hageavfall	65 ⁵⁾	20 - 60 ^{2,3)}	

1) SFT 95:11

2) Thome - Kozmiensky, 1995

3) Bidlingmaier, 1992

4) Miljøstyrelsen, 1993

5) Blaha, 1994

Prosesser

Prosesser som vil bli omtalt inkluderer kompostering, anaerob reaktorteknologi, forproduksjon, forbrenning og mulig produksjon av fast brensel.

For hvert enkelt alternativ vil både biologiske/kjemiske prosesser og mer prosesstekniske beskrivelser bli inkludert. Dette vil omfatte hele systemet, fra avfallet kommer inn på anlegget, til produksjon av et ferdig produkt. Eventuelle spesielle tiltak som må iverksettes for å få et produkt av høy kvalitet vil bli beskrevet for de prosesser der dette kan være nødvendig. Miljøbelastninger, både nærmiljøulemper, arbeidsmiljø og mer globale miljøkonsekvenser, som utslipp av sure gasser, såkalte "drivhusgasser" (CO₂ og CH₄), samt utslipp gjennom sigevann vil også bli vurdert.

Ønsket kvalitet på sluttprodukt

Alle metodene som beskrives vil ha som utgangspunkt at de skal frembringe produkter av en god kvalitet. Dette impliserer bl.a. at kompostmasse produsert ved aerobe eller anaerobe prosesser skal ha en kvalitet tilsvarende "Rottegrad" IV eller V basert på det klassifiseringssystemet som benyttes i Tyskland. Produsert fôr og eventuelt pellets for brensel eller kompostprodukt må ha en tilsvarende høy kvalitet for å utgjøre et godt alternativ til andre ressurser. Tiltak nødvendig for å redusere belastninger på miljø etc. vil også bli inkludert.

Krav og anbefalinger mhp. tiltak for å frembringe et godt kompostprodukt er presentert i vedlegg 1.

Kostnadsoverslag og økonomiske vurderinger

Kostnadsvurderingene vil, såvidt mulig, omfatte alle aspekter knyttet til de ulike alternative metodene, fra innsamling, transport, mottak og eventuell nødvendig forbehandling av avfallet til spesifikke prosesser, etterbehandling og avsetning av produkt, inkludert eventuelle inntekter ved salg av produkter. Investerings- og driftskostnader vil bli estimert på bakgrunn av erfaringstall fra andre lignende avfallsbehandlingsanlegg. Mer generelle transportøkonomiske vurderinger er presentert i kapittel 3.

2 Alternative metoder for behandling av organisk avfall

Utsortering og behandling av våtorganisk avfall er i ferd med å bli en integrert bestanddel av renovasjonen i Norge. Myndighetene setter stadig strengere krav til deponidrift og ønsker å minimere tilførsel av biologisk nedbrytbart materiale til deponiene. Svaret på disse kravene er først og fremst bygging av komposteringsanlegg for organisk avfall (kjøkkenavfall, hageavfall), og det finnes et stort antall ulike komposteringsystemer på markedet, spesielt i Mellom-Europa. Ved siden av kompostering har imidlertid anaerob nedbryting (gjæring) i reaktoranlegg fått økende oppmerksomhet i de siste årene. I Tyskland f.eks. finnes det nå ca. 40 slike anlegg.

Andre aktuelle, alternative behandlingsmetoder inkluderer bl.a. bruk av matavfall til produksjon av flytende dyrefôr, forbrenning av totalt avfall, inkludert våtorganisk fraksjon, og produksjon av pellets til bruk som jordforbedringsmidler eller alternativt som brensel i sentrale forbrenningsovner.

I det følgende vil vi gi en oversikt over disse behandlingsalternativene.

2.1 Kompostering

I det følgende vil vi gi en oversikt over både komposteringsprosessen generelt, og over komposteringsystemer som allerede er utprøvd. Oversikten er i hovedsak basert på Kern (1994): Grundsätze und Systematik des Verfahrensvergleichs von Kompostierungsverfahren, Emberger (1993): Kompostierung und Vergärung, Scherer (1995): Aktuelle Marktübersicht zu Vergärungsanlagen für feste Abfälle - Vorteile gegenüber Kompostierungsanlagen og Miljøstyrelsen (1993): Bortskaffelse af organisk affald - miljø og økonomi.

Introduksjon

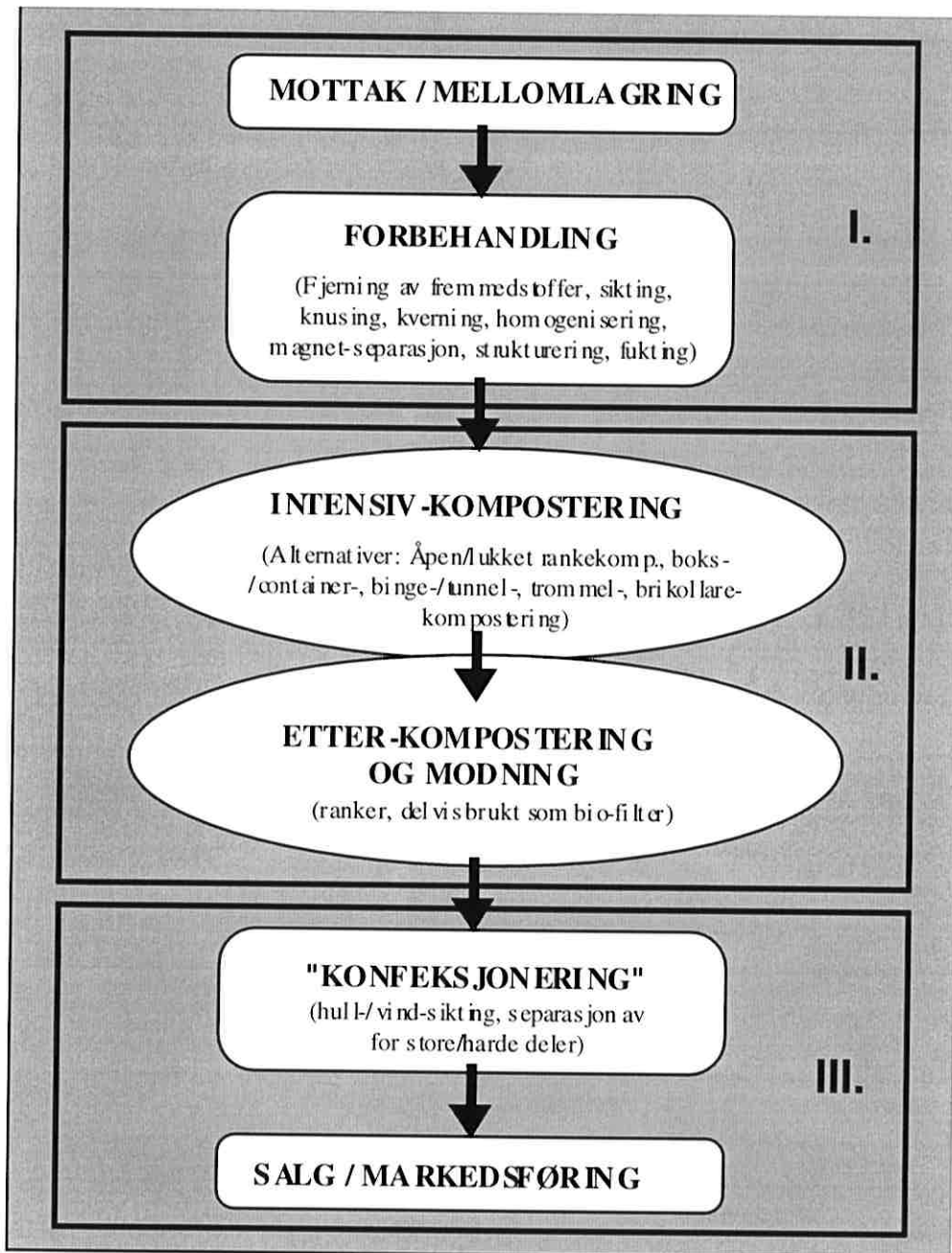
Ved alle komposteringsanlegg er driftsopplegget delt i tre hovedavsnitt:

- Mottak og forbehandling av materialet
- Selve komposteringen
- "Konfeksjonering" og salg

I figur 2.1.1 er disse stegene delt opp i flere trinn.

De egentlige forskjellene mellom de ulike komposteringsteknikkene ligger i selve komposteringsprosessen, og her spesielt innen intensiv-komposteringen (av og til også kalt for forkompostering).

Figur 2.1.1 Generelt prosessforløp ved kompostering.



Forbehandling

Når det gjelder forbehandlingen av det innsamlede organiske avfallet, har den to funksjoner:

- Optimering av avfallet mht. nedbrytingsprosessen
- Minimering av evt. fremmedstoffer som kan forringe kompostkvaliteten

For å gi mikroorganismene en størst mulig kontaktflate med det organiske materialet som skal nedbrytes, bør forbehandlingsteknologien sikre en god finstrukturering og jevn blanding (homogenisering). En viss minimumsandel av såkalt strukturmateriale (kvernet hage-/parkavfall) er i denne sammenheng ønskelig. Utplukking av fremmedlegemer kan skje både manuelt og automatisk (siktemaskin, magnetseparator) og kan alt etter stofftype skje enten før eller etter selve komposteringen. Valg av utstyret som brukes til forbehandling av input-materialet eller konfeksjonering av den ferdige komposten er som regel ikke knyttet til selve komposteringsteknikken, dvs. en kan stort sett fritt kombinere dette utstyret med hvilket som helst komposteringssystem.

2.1.1 Biologisk prosess

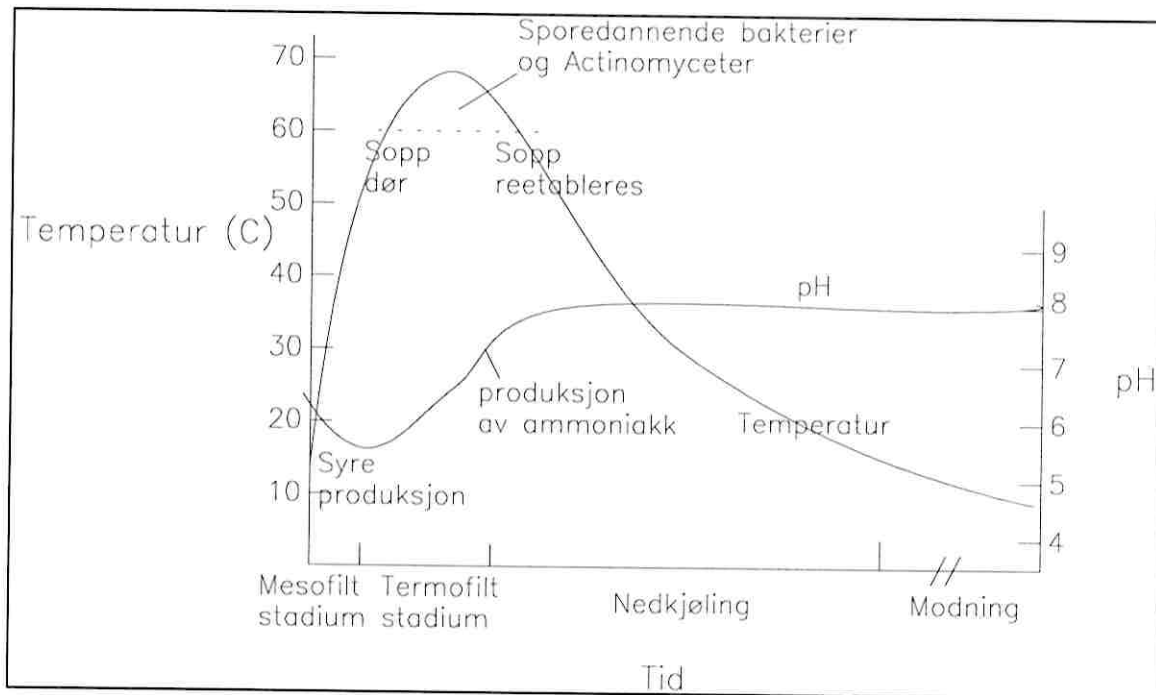
Kompostering er en prosess der en blandet populasjon mikroorganismer dekomponerer organisk materiale i et varmt, fuktig og aerobt miljø. Dekomponeringen resulterer i produksjon av humus, som er en blanding av ikke nedbrytbare/dårlig nedbrytbare komponenter av det organiske avfallsmaterialet, organiske nedbrytningsprodukter, produkter fra kjemiske reaksjoner mellom komponentene som inngår, samt dødt og levende celledmateriale fra mikroorganismene.

En typisk komposteringsprosess inkluderer en hydrolyse (oppdeling) av komplekse polymerer til mindre komponenter som er lettere tilgjengelig for opptak og nedbrytning i en større gruppe mikroorganismer, samt opptak og nedbrytning av disse produktene til enklere komponenter. Komposteringsprosessen inkluderer både mikroorganismene bakterier, alger, sopp, virus, actinomeyceter og protozoer, i tillegg til makroflora og fauna som omfatter sopp, maur, mark, edderkopper og andre insekter.

Selve prosessen startes ved at lavmolekylære, lett nedbrytbare forbindelser omsettes aerobt. Dette skjer i en mesofil oppvarmingsfase som typisk varer i 1 - 2 dager (ved en lavteknologisk prosess). Energiproduksjonen i denne fasen gir økt varmeutvikling i komposthaugen, med påfølgende temperaturøkning. En termofil hygieniseringsfase (av 2 - 3 ukers varighet) vil etterfølge den mesofile oppvarmingsfasen. Ettersom temperaturen stiger vil termofile bakterier bli dominerende, og sopp og andre bakterier vil dø. Økt nedbrytning av proteiner vil bl.a. gi produksjon av ammonium, noe som resulterer i økt pH. Resultatet vil etterhvert bli at den mikrobielle aktiviteten avtar og dermed også temperaturen. En nedkjølingsfase, som vil ha en varighet på 3 - 4 uker, er blitt initiert. Bakterier og sopp som trives ved lavere temperaturer vil etterhvert overta, og komplekse forbindelser som cellulose, lignin etc. vil hovedsaklig brytes ned i denne fasen. Siden aktiviteten er lav, vil temperaturen fortsette å synke. Etterhvert vil en modningsfase der insekter, mark etc. dominerer, nås. En modningsfase vil ha en varighet på 2 - 3 måneder, avhengig av betingelsen den skjer ved. Etterkomposteringsprosessen kan startes når temperaturen begynner å synke (se fig 2.1.2).

For å få en god komposteringsprosess og en god kompost, må nedbrytningsbetingelsene optimaliseres, og nivået av næringsstoffer, forurensingskomponenter etc. må tilpasses. En optimal prosess foregår uten oksygenbegrensning. Faktorer som størrelsen på

partikler i komposten, fuktighet, ekstern lufting/oksygentilførsel etc. er alle med på å bestemme dette. Store partikler gir større luftlommer, men samtidig mindre overflate for mikrobiell nedbrytning. Fuktighet er nødvendig for mikrobiell aktivitet. For høy fuktighet vil, på samme tid, hemme oksygentilgangen pga. oksygenets lave løselighet i vann. Det er vanligvis ikke nødvendig å tilsette ekstra næringskomponenter da behovet er dekket gjennom avfallet.



Figur 2.1.2. Temperatur og pH variasjoner med tid ved en komposteringsprosess.

Fuktigheten i komposten må være stor nok til å gi mikrobiell nedbrytning, men samtidig må det sikres tilstrekkelig oksygen til nedbrytningsprosessen.

Typiske driftsparametre som antas å gi gode prosessforhold er:

Parameter	Verdi
C:N forhold i avfallet	ca. 30 : 1
Luftporevolum	25 - 35 %
Vanninnhold	55 - 65 % (35 - 45 % TS)

Den totale komposteringstiden avhenger i stor grad av komposteringssystemet som benyttes. Den indikerte varigheten av de ulike prosessstrinnene i teksten over vil gjelde for en lavteknologisk prosess der det kun i liten grad foretas noe forbehandling av avfallet. Ved mer høyteknologiske prosesser kan den totale behandlingstiden forkortes mye (se i beskrivelsen for de ulike prosessforløpene).

2.1.2 Teknologisk prosess

Følgende systemer vil bli beskrevet: åpen rankekompostering (lavteknologisk system), lukket rankekompostering, boks/containerkompostering, bølge/tunnelkompostering, trommelkompostering og brikollarekompostering (høyteknologiske systemer).

1) Åpen rankekompostering

Den enkleste og eldste form for kompostering er åpen rankekompostering. En kan her skille mellom systemer med naturlig lufting (oksygentilførsel via diffusjon og termikk) og systemer med kunstig lufting. Komposteringstiden er avhengig av hvor ofte en vender rankene og ligger på 3 til 6 måneder, inkludert etterkompostering.

Systemer med naturlig lufting består som regel av trekant-ranker (tverrsnitt=trekant). Disse bør ikke være høyere enn 1,50 m for å unngå oksygenmangel - og dermed råtning og luktutvikling - i de innerste deler av rankene.

Ved kunstig lufting nedenfra gjennom bunnplater med hull/sprekk og evt. aktiv ventilasjon kan en sette opp madrass- eller trapes-ranker (=trapesformet tverrsnitt), som tar mindre plass og som kan ha en høyde opp mot 2,5-3,0 m.

Vending av komposteringsmaterialet i rankene skjer ved hjelp av spesielle vendemaskiner som enten blir trukket av et kjøretøy eller som er selvkjørende.

Etterkompostering/modning/lagring anbefales gjort under tak.

Plassbehovet for åpen rankekompostering er relativt stort. Ved trekant-ranker regner man i Mellom-Europa med et totalt arealbehov på 225 m² pr. 1000 innbyggere tilknyttet, ved 2,5 m høye trapes-ranker anslås 75 m² pr. 1000 innbyggere.

Pga. plassbehovet og eventuelle problemer med luktutvikling anbefales åpen rankekompostering kun på mindre anlegg med opptil 2.000 tonn årskapasitet i Tyskland. Denne problemstillingen vil være den samme også i IVAR-regionen. Vi vil derfor ikke her gå nærmere inn på denne form for kompostering.

2) Lukket rankekompostering

Ved større inputmengder er rankekompostering i lukkede haller et alternativ. Rankene tvangsluftes via ventilasjonsanlegg (trykk- eller sugesystem), og luften filtreres (desodoreres) i biofilter før den slippes ut. Som medium i biofilter brukes som oftest fersk kompost som allerede har gått gjennom intensiv-kompostering.

Vi kan skille mellom to hovedprinsipper for lukket rankekompostering:

- Trapes- eller trekant-ranker i hall.

Rankene forflyttes ("vandrer") gjennom hallen ved hjelp av en vanlig kjørende eller en fast installert vendemaskin (skovlhjul som automatisk går på høytliggende kranskiner). Under vendingen kan materialet også automatisk fuktes, om nødvendig. For å unngå tilstopping av luftehullene i golvet, legges det gjerne et lag med noe grovere

strukturmateriale nederst i rankene. Det finnes løsninger med to eller tre komposteringstrinn (før-/hoved-/filter-kompostering). Komposteringstid i alt er ca. 11-12 uker, modning kommer da i tillegg. Tid mellom hver forflytting vil variere fra 7 dager til 7 uker, alt etter trinn og luftesystem.

Eksempler på systemleverandører: Bühler GmbH (system **Wendelin**) og Koch Umwelttechnik (system **Koch SPG-VA**).

- “Madrass-kompostering” i hall.

Det settes opp arealmessig store trapesranker (gjerne kvadratiske eller rektangulære felt) med en høyde på opp mot ca. 3m. Disse forflyttes *ikke* under komposteringsprosessen. Det brukes en fjernstyrt kranlignende maskin som både legger det organiske materiale ut til kompostering, som regelmessig “rører” i komposten med en stor “skrue” (istedenfor vending) og som transporterer den ferdige komposten ut. I løpet av 45-90 dager kan det produseres en kompost med modningsgrad (tysk "Rottegrad") III til IV.

Eksempler på systemleverandører: Thyssen Engineering (system **Dynacomp**) og Hutec-Holzmann Umwelttechnik (system **Sorain Cecchini**).

Generelt er lukkede rankekomposteringssystemer kjennetegnet ved en stor grad av automatisering mht. både transport, vending, vanning og lufting.

Et prinsipielt problem ved lukkede systemer er faren for korrosjon pga. mye fukighet, varme og aggressive kjemiske substanser. I enkelte tilfeller er hallene derfor kledd med plastplater innvendig.

3) Boks-/containerkompostering

Boks- og containerkompostering er to eksempler på reaktorløsninger som i stor grad ligner hverandre. I begge tilfeller foregår det en fase med intensiv-kompostering i lukkede rom med tvangslufting og fullstendig oppsamling/behandling av den luften som går ut av systemet. De enkelte rommenes (reaktorenes) volumkapasitet er på mellom 20 og 200 m³.

Luftingen skjer gjennom små hull i reaktor-golvet. Målet med intensiv-komposteringen er å oppnå en stor massereduksjon i løpet av en kort periode (7-14 dager) og samtidig sikre en tilfredsstillende hygienisering av det organiske materialet. En fordel med boks-/containerkompostering er at en via måling av spesifikke parametre som temperatur, CO₂- og O₂-innhold kan overvåke selve komposteringsprosessen meget nøye og computerstyre denne ved hjelp av luftesystemet. Videre har man gjennom det lukkede systemet god kontroll over utslipp som lukt, sigevann og kondensvann.

Vanligvis oppnår man gjennom intensiv-komposteringsfasen en modningsgrad på I til II av det behandlede organiske materiale. For å oppnå modningsgrad III-V kan materialet etterpå komposteres i ranker eller igjen plasseres i en bioreaktor.

Boks- og containerkompostering kan deles inn i:

- Boks-kompostering (stasjonær).

Det dreier seg i dette tilfellet om fast installerte bokser med isolerte betongvegger og ca. 60-65 m³ nyttevolum. Boksene har port på framsiden og stålgulv med kanaler for luftinnblåsing, slik at det kan brukes hjullaster når man fyller boksene med våtorganisk avfall. I andre tilfeller blir det benyttet flyttbare transportbånd for påfyll og et spesielt tømmesystem der en vinsj trekker ut et nett som er plassert på bakveggen av boksen. Materialhøyde inne i boksene kan være 2,20-3,00 m. Luftingen skjer ved innblåsing, og luften, som trekkes ut av den øvre delen av boksene, føres ut via varmeveksler og biofilter. Varmeveksleren sørger for forvarming av inngående luft. Dersom boksene står i en hall blir utgående luft også ført gjennom en vannkjølt kondensator for å minimere luftfuktigheten og dermed unngå korrosjon. Sigevannet blir fanget opp og ved behov igjen tilført boksene.

En spesiell type bokskompostering foregår i runde siloer. Siloer med et nyttevolum på ca. 55 m³ blir automatisk matet ovenfra. Det organiske materialet forblir i siloen i en uke, og blir så automatisk trukket ut på nedsiden (via "skrapegolv" og spiraltransportør) og fylt inn i den samme siloen igjen ovenfra. Denne prosessen gjentas to ganger til og avsluttes etter i alt fire uker.

Eksempler på systemleverandører: Herhof-Umwelttechnik GmbH (**Herhof-Boxenkompostierung**), Weerens BV (system **BAS**) og Thöni (**Kompaktrottemodul-Verfahren**).

- Container - kompostering (mobilt).

Her brukes mindre, varmeisolererte containere (f.eks. 22m³) som fylles ovenfra. Mottak, forbehandling og påfylling av det organiske materialet kan gjerne skje i en hall før de fulle containerne kjøres ut (via lastebil eller kran) til et spesielt komposteringsareal. Her blir containerne tilkoblet system for sigevannsoppsamling, vifte- og avsugingsanlegg, varmeveksler samt luftfilter. Som biofilter brukes containere med fersk kompost som er åpne øverst. Komposteringsprosessen tar ca. 10-14 dager.

Eksempler på systemleverandører: MAB-Lentjes (system **Bio-Containerkompostierung**). Et mindre avansert system er anvendt i Lunner kommune, Hadeland, av Wirstad Miljøvirksomheter.

4) Binge-/tunnelkompostering

Binge-/tunnelkomposteringssystemer ligner systemene for lukket rankekompostering, bare at rankene her er skilt fra hverandre med (betong-)vegger. Disse systemene krever derfor mindre plass enn vanlig rankekompostering. Innblåsing av luft nedenfra og behandling av sigevann og luftutslipp er standard.

- Binge- og tunnelkompostering.

Her legges det organiske materialet i binger som vanligvis er ca. 2 m brede (opptil 5 m er mulig). Skilleveggene er rundt 2 m høye og tjener som skinner for en vendemaskin som kjører oppå dem. Alle bingene befinner seg i samme hall. Vendemaskinen tar opp det organiske materialet som ligger foran den, blander det og legger det inn i samme bingebak seg igjen. Vendemaskinen fyller rommet bak seg maksimalt opp igjen med det blandede materialet, slik at volumtap under nedbrytingsprosessen kompenseres og

det skapes plass for nytt input-materiale i bingen. En flyttevogn flytter vendemaskinen fra bingeløp til bingeløp.

Hver gang vendemaskinen begynner sitt arbeid ved enden av en bingeløp, tas noe av den ferdige komposten ut av bingen, og nytt materiale tas inn på den andre enden. På denne måten oppstår en kontinuerlig komposteringsprosess der det organiske materialet "vandrer" gjennom bingen under nedbrytingen. Etter 9-12 uker har komposten oppnådd modningsgrad IV eller V. Vendingen skjer vanligvis ukentlig.

En annen variant er en vendemaskin som tar det våtorganiske avfallet i en bingeløp opp og forflytter det over sideveggen inn i nabobingen som er tom. Komposten vandrer således "sideløps" gjennom anlegget fram til den siste bingen, som da tar imot den ferdige komposten.

Eksempler på systemleverandører: Passavant-Institut (**Passavant-Schönmackers-Verfahren**), Sutco-Maschinenbau (system **Biofix**), Moos maskin (system **LMC** - agitated bin composting).

- Tunnelkompostering.

Ved tunnelkompostering er de ventilerte bingeløpene lukket med hvert sitt tak med lavest mulig høyde for å minimalisere (1) luftvolumet over komposten og dermed (2) behovet for luftrensning. I likhet med bingeløpskompostering kjører en automatisk vendemaskin på veggskinner gjennom tunnelen. Også her foreligger det moden kompost etter 9 til 12 uker. Kompost med modningsgrad II oppnås allerede etter 4-5 uker.

Eksempler på systemleverandører: Umweltschutz Nord (**Umweltschutz Nord-Verfahren**), Deutsche Babcock Anlagen AG (**DBA-Intensivrotteverfahren**), Trienekens (**Tunnelreaktor**).

5) Trommelkompostering

Komposteringstrømmer har fått størst utbredelse ved kompostering av blandet avfall, men er i noen tilfeller også blitt anvendt kun for våtorganisk avfall. Pga. den kontinuerlige dreibevegelsen foregår det både en god blanding og lufting av materialet. Prosessen i trommelen varer mellom 1 og 7 døgn og er mer å oppfatte som en forbehandlingsmetode. Den egentlige komposteringen skjer først etterpå som vanlig rankekompostering. Trommelsystemer har derfor i hovedsak som mål å optimalisere den påfølgende komposteringen.

Noen trommelsystemer er lukket, er i kontinuerlig bevegelse og har kunstig lufting. Her forblir det våtorganiske avfallet kun 24 timer i trommelen, fulgt av en 30 dagers hovedkompostering i ranke og en 90 dagers etterkompostering. Andre systemer jobber med naturlig lufting og en diskontinuerlig prosess (dreining kun 4 ganger 10 minutter pr. døgn), og prosessen tar 5-7 døgn. Den etterfølgende rankekomposteringen tar 10-12 uker.

Eksempler på systemleverandører: Altvater&Co GmbH (**Alvahum**-Verfahren), Envital GmbH (**Envital**-Kompostierung) og Lescha Maschinenfabrik GmbH (**Lescha**-Rotttrommelverfahren).

6) Brikollare-kompostering

Ved dette noe uvanlige komposteringssystemet kvernes det våtorganiske materialet først opp og sendes gjennom en presse som lager en form for "komposteringsbriketter". Brikettene veier 30 kg pr. stykk og har en maksimal tykkelse på 24 cm. En spesiell form for sammenpressing sørger for at det dannes et kapillarsystem i brikettene som muliggjør en meget god oksygentilførsel helt til brikettens innerste. Brikettene legges med mellomrom oppå hverandre på paller (à 1,2-1,6 tonn vekt) og blir transportert med gaffeltruck inn i en komposteringshall. Vanninnholdet i brikettene er 50 til maks. 62 %.

Komposteringsprosessen begynner meget fort og intensivt, med temperaturer på opptil 70°C de første dagene og sterk utvendig soppdannelse. Komposteringsbrikettene holder en temperatur på over 50°C i 4-5 uker og oppnår en god hygienisering. Etter i alt 5-6 uker har brikettene mistet så mye vann gjennom fordampning (ned på et vanninnhold på 30-40%) at komposteringsprosessen stopper opp. Materialet er nå konservert og kan lagres etter behov.

Den tørkede komposten (modningsgrad III-IV) kan enten males opp og anvendes direkte eller kan fuktes igjen og etterkomposteres for å oppnå enda høyere modningsgrad.

Systemleverandører: Rethmann Städtereinigung GmbH (**Brikollare**-Kompostierung)

Følgende arealbehov og energiforbruk er estimert for komposteringsanlegg:

Arealbehov: Systemer for intensiv-kompostering har et spesifikt arealbehov på mellom 0,4 og 1,0 m² pr. tonn inputmateriale og år. Gjennomsnittsverdien ligger på 0,7 m² ved en standardstørrelse av komposteringsanleggene på 15.000 tonn/år. Ranke-komposteringsanlegg derimot har et plassbehov på 1,2 til 2,5 m² pr. tonn og år.

Energiforbruk: Systemer med intensiv-kompostering opptil modningsgrad I-II (Envital, Herhof, Lentjes, Lescha) hadde i 1991/92 et gjennomsnittlig el-forbruk på 18,3 kWh/tonn, mens integrerte anlegg som oppnår modningsgrad III til V (Babcock, Bühler, Passavant, Rethmann, Sutco, Thyssen), brukte 30,7 kWh.

2.1.3 Produkter

Fra 1 tonn blandet bioavfall og hage- og grønt avfall vil det dannes ca. 600 kg kompost med et TS innhold på ca. 55 - 65 %. Hvis bare bioavfallsfraksjonen omsettes separat vil 1 tonn avfall gi ca. 300 kg kompost med et TS innhold på ca. 60 % (mengdereduksjonen skyldes i hovedsak reduksjon i vanninnholdet). Modningsgrad og kompostkvalitet avhenger av behandlingssystemet. Ved tilstrekkelig kompostering og ettermodning vil

det ved alle omtalte systemer kunne oppnås en kvalitet av komposten tilsvarende modningsgrad IV eller V.

I tillegg vil det dannes ca. 20 liter perkolat (avfallsvann) per tonn avfall behandlet. En god del vann vil dampe av under prosessen. Hvor forurenset vanddampen vil være når det frigis til omgivelsene avhenger av hvor optimal nedbrytningsprosessen har vært og hvor stor grad av rensing luften blir utsatt for. Mengde og forurensingsomfang er vanskelig å estimere. Ved noen lukkede prosesser vil vanddampen samles opp som kondensat.

2.1.4 Innsamling, sortering og avfallstyper

I prinsippet kan alt organisk avfall komposteres. Den organiske fraksjonen av husholdningsavfall (inkluderer ikke hageavfall) har et relativt lavt tørrstoffinnhold på ca. 25 %. For å oppnå et godt råmateriale for en komposteringsprosess er det ønskelig med et høyere tørrstoffinnhold. Dette kan f. eks. sikres ved å blande inn hage- og grøntavfall som har et mye høyere TS innhold. Innblanding av oppdelt hage- og grøntavfall vil i tillegg til å redusere vanninnholdet i blandingen også utgjøre et godt strukturmateriale som sikrer god oksygentilgang til prosessen. Et TS innhold på ca. 35 - 45 % i ferdig blandet kompostråmateriale vil være et godt utgangspunkt.

Det har vært vanskelig å innhente direkte informasjon angående erfaringer med kompostering av bleier. Erfaringer fra kompostering av bioavfall inkludert bleier i et åpent rankekomposteringsanlegg i Lillehammer-regionen gir ingen problemer (Antonsen, GLØR, pers. oppl.). Det kreves ingen ekstra for- eller etterbehandling av avfallet/komposten pga. bleiefraksjonen. Prøver viser at tilstrekkelig hygienisering av avfallet oppnås også med denne fraksjonen inkludert. Samme erfaringer er gjort ved anlegg i Tyskland der forsøk med boks- og trommelkompostering av 10 vekt% bleier i bioavfall har blitt gjennomført. Det var ikke behov for ekstra forbehandling av avfallet, alle hygieniske og miljømessige krav ble overholdt, og plastfraksjonen ble tilstrekkelig godt separert fra til at krav til en høyverdig kompost (høy modningsgrad) ble opprettholdt (Wiemer og Kern, 1991).

Generelle uttalelser (bl.a basert på tyske erfaringer) indikerer at bleier i seg selv ikke virker negativt inn på prosessene, og at restplast etc. kan fjernes på en tilfredsstillende måte, men at det gjerne ikke er psykologisk aksept for å blande bleiene i det øvrige bioavfallet. Sink fra sinkalver kan være et problem ved at sinkinnholdet i komposten øker, men nivået blir tilsynelatende ikke så høyt at det nivået overstiger tillatte konsentrasjoner.

2.1.5 Miljøbelastninger

Globale miljøbelastninger forbundet med kompostering vil hovedsaklig være forbundet med utslipp av drivhusgassen CO₂. Det organiske materialet omsettes under komposteringsprosessen hovedsaklig til CO₂. Denne prosessen er dog ikke forskjellig

fra den naturlige omsetningen som vil skje ved lagring/deponering av det samme avfallet. Emisjonen av CO₂ vil imidlertid skje over en kortere tidsperiode fordi nedbrytningsprosessen optimaliseres for økt omsetning. Ved dårlig styrt kompostering vil det også kunne dannes anaerobe soner som gir produksjon av CH₄. Siden CH₄ har et høyt CO₂ potensiale vil de totale belastningene øke med økende mengde CH₄ produsert.

Tungmetaller og næringskomponenter opprinnelig tilstede i avfallet vil i hovedsak finnes igjen i kompostproduktet, og tildels i perkolatet. Normalt er nivået i den organiske fraksjonen av husholdningsavfall tilstrekkelig lav til at det produserte kompostproduktet vil tilfredstille de krav og retningslinjer som gjelder for kompostkvalitet (se vedlegg 1). For kompost brukt som jordforbedringsmiddel vil 1 tonn kompost tilsvare hhv. 86 eller 69 kg handelsgjødsel basert på total mengde fosfor eller nitrogen i komposten sammenlignet med handelsgjødsel. Selv når disse forhold tas i betraktning vil totale utslipp av tungmetaller etc. være mindre ved bruk av kompost. Belastningen fra perkolat vil også normalt være mindre enn ved vanlig byspillvann.

Noe forurensing i form av organiske forbindelser og annet som damper av når det befinner seg i gassform vil også inntreffe. Det er imidlertid vanskelig å kvantifisere mengden eller betydningen av dette. Høyteknologiske systemer der det skjer en stor grad av rensing av luften vil ha en reduksjon i slike utslipp.

En av de største nærmiljø- og arbeidsmiljølempene ved kompostering vil være luktemisjon. I hvilken grad dette forekommer avhenger både av prosesssystemet og av prosessoptimalisering. I et system der all avfallsbehandling fra mottak, til intensiv- og hovedkompostering foregår innelukket, og luften i komposteringsanlegget renses før den frigis til atmosfæren, vil luktemisjonene være små. Etterbehandling, og tildels modning, av kompost vil ikke avgir mye lukt, så hvorvidt dette også utføres i et lukket system, vil ikke ha stor betydning for luktemisjon til omgivelsene. Luktemisjonen vil kunne bli høy ved mottaks- og forbehandlingsavdelingen. Dette vil variere med innsamlingshyppighet og utetemperatur.

De fleste komponenter som avgir lukt er organiske forbindelser som alifatiske, aromatiske eller halogenerte C - forbindelser, eller C-forbindelser som inneholder -O, -S eller -N. I tillegg avgir uorganiske forbindelser som H₂S, NH₃, halogengasser og I-, P- og Ar-forbindelser samt ozon, karakteristiske lukter. Felles kjemiske egenskaper for forbindelser med karakteristiske lukter er at de har en lav molekylvekt, forbindelsene er flyktige, og de er løselige både i vann- og oljefase. Mange av forbindelsene har også en felles grunnstruktur med ulike funksjonelle grupper (Jager *et al.*, 1995). De luktsterke forbindelsene kan være mellomprodukter fra både aerobe og anaerobe nedbrytningsprosesser eller mellom- eller sluttprodukter fra fermentative prosesser. En del typiske luktsterke stoffer som kan forekomme under avfallsnedbrytning (Bidlingmeier, 1983) er bl.a.:

Forbindelse	Kjemisk formel	substituenter (R-grupper)
Acetaldehyd	CH ₃ CHO	
Thioler (merkaptaner)	R-SH	R = methyl, ethyl, propyl, pentyl, benzyl, fenyl, kresol etc.
Aminer	R-NH	R = H, metyl, dimetyl, diisopropyl, dibutyl, trimetyl etc.
Sulfider	R ₂ -S	R = H, dimetyl, difenyl
Klor	Cl ₂	
svoveldioksyd	SO ₂	
diacetyl	C ₄ H ₆ O ₂	
Pyridin	C ₅ H ₅ N	
skatol	C ₉ H ₉ N	

Ved dårlig styrte komposteringsprosesser og under innsamling, mottak og mellomlagring kan anaerobe forhold inntreffe, og luktemisjonen vil da bli størst.

Sopp inngår som en viktig del av komposteringsprosessen. Sopp, som f.eks. *Aspergillus fumigatus*, vil imidlertid kunne gi et dårlig arbeidsmiljø og i noen tilfeller også nærmiljøulemper ved at soppsporer spres gjennom luften. Igjen vil en innelukking av komposteringsystemet, og en effektiv avuging og rensing av luften være en viktig faktor for å redusere eventuelle problemer.

2.1.6 Kostnadsvurderinger

Lite faktiske data om kostnader ved etablering av komposteringsanlegg i Norge eksisterer. Noen kostandseksempler er presentert i SFT rapporten: Komposteringsanlegg i Europa og USA (95:12). Noen tall fra Danmark og Europa forøvrig (hovedsaklig Tsykland) er presentert for sammenligning.

Beregninger for det planlagte komposteringsanlegget i Kristiansand (system: LMC) gir et investeringsbehov på ca. 35 millioner kr for et anlegg med en kapasitet på 25 000 tonn/år (2 separate linjer for behandling av hhv. kloakkslam og organisk husholdningsavfall). Totale driftskostnader er estimert til ca. 460 kr/tonn avfall (dette inkluderer også avgift for levering av restfraksjon til deponi). Kostnader uten deponi avgift er ca. 375 kr/tonn (Rasmussen, RKR, pers. oppl.).

Kostnader ved omsetning i lavteknologisk rankekomposteringsanlegg (Danmark, 1992) med en kapasitet på 4 000 - 10 000 t/år er i størrelsesorden 180 - 200 kr/tonn (kapitalkostnader 40 - 60 kr/tonn, drift, 130 - 140 kr/tonn) (Miljøstyrelsen, 1993). For et åpent lavteknologisk anlegg for behandling av 2000 tonn organisk avfall i Køstrup - Ejby i Danmark rapporteres det om driftskostander på ca. 450 kr/tonn.

Et bingekomposteringsanlegg med kapasitet på 18 000 tonn vil gi et investeringsbehov på ca. 30 000 000 kr. Dette tilsvarer 1670 kr/tonn. Driftsutgiftene vil bli ca 5 000 000 kr/år, tilsvarende 278 kr/tonn (kapitalkostnader 183 kr/t, drift, 95 kr/t) (SFT, 95:12). Et lukket anlegg for behandling av 5 000 t organisk avfall/år (containerkompostering) gir tilsvarende investeringskostnader på ca. 12 000 000 kr (2400 kr/t), og driftskostnader på 424 kr/t (kapitalkostnader 264 kr/t, drift, 160 kr/t).

Et lukket rankekomposteringsanlegg for behandling av 9 000 tonn blandet bioavfall og hageavfall per år i Østerrike er basert på system Wendelin. Kompost av modningsgrad V produseres gjennom en 60 - 70 dager lang behandling etterfulgt av en 150 dager lang ettermodning. Driftskostnader er i størrelsesorden 950 norske kroner per tonn avfall. Komposten selges for 95 - 400 kr/tonn (Rogalski og Charlton, 1995).

Generelt for Tyskland finner man følgende investerings- og driftskostnadsoversalg:

Investeringskostnader: Med utgangspunkt i opplysninger fra 10 systemleverandører ligger investeringsbehovet for et 15.000 tonn-anlegg i snitt på 1060 DM/tonn (1992), med 850 DM/tonn som billigste og 1250 DM som dyreste variant. Ved 30.000 tonn-anlegg går gjennomsnittsprisen ned til 960 DM/tonn. (1 DM = 4,37 NOK)

Driftskostnader: Gjennomsnittlige driftskostnader for de samme 10 komposterings-systemene var 190 DM/tonn ved 15.000 tonn-anlegg og 170 DM ved 30.000 tonn-anlegg. Driftskostnadene ved 15.000 tonn-anlegg kunne variere mellom 170 og 260 DM pr. tonn.

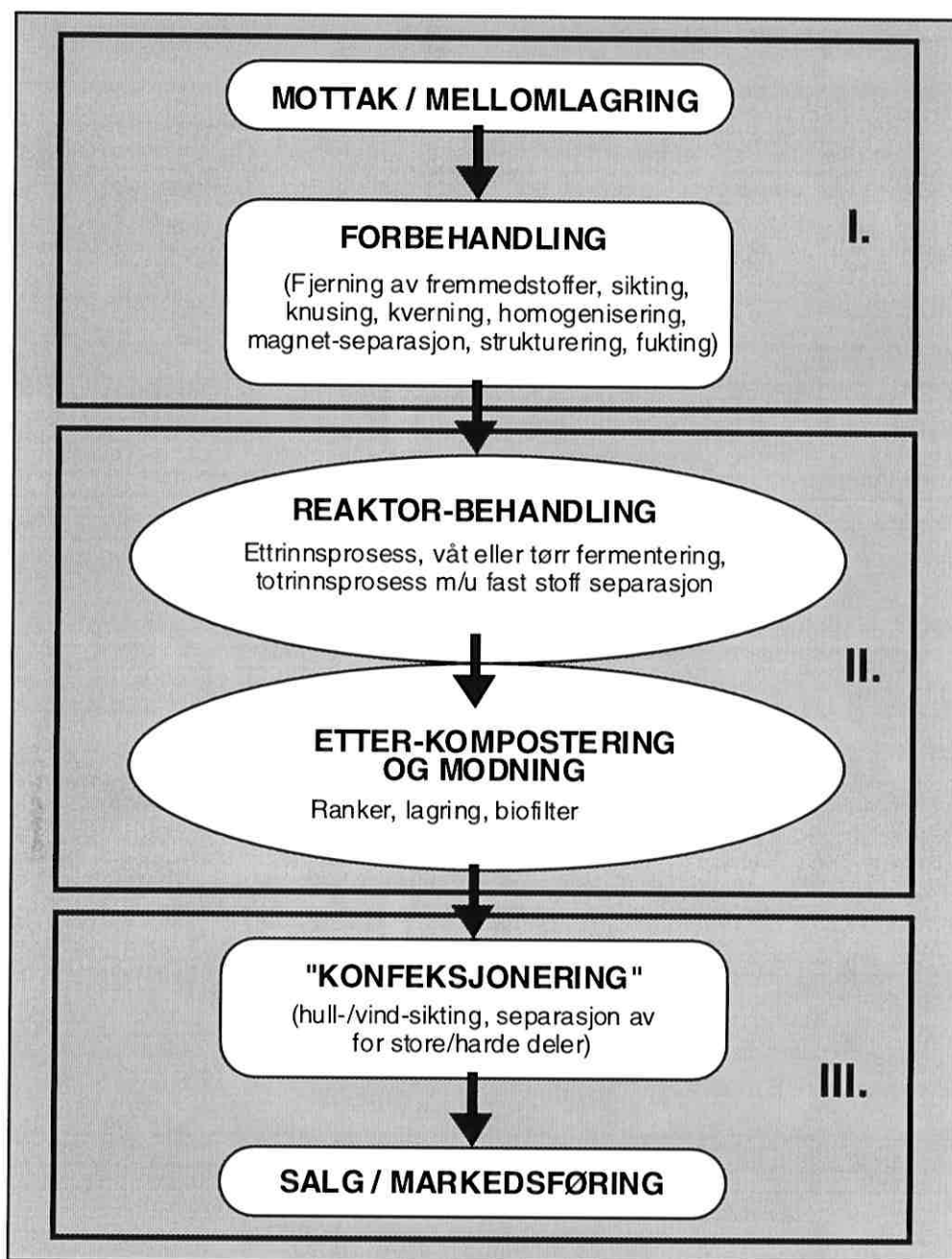
Sammenligning av en del komposteringsystemer er presentert i vedlegg 2, tabell b.

2.2 Anaerob reaktorteknologi

Anaerob reaktorteknologi forstås vanligvis som anaerob nedbrytning med produksjon av biogass i en lukket reaktor (kalles også bioforgassing eller biogassanlegg, forråtning eller anaerob kompostering).

Som ved kompostering er driftsopplegget også ved anaerobe behandlingssystemer delt inn i mottak og forbehandling, selve den anaerobe reaktorprosessen samt konfeksjonering og salg (se fig. 2.2.1)

Figur 2.2.1 Generelt prosessforløp ved anaerob reaktorteknologi



Biogassanlegg deles vanligvis opp i to hovedtyper ut fra betingelsene for behandling av avfallet, og fra vanninnholdet av materialet som omsettes:

Ettrinnsprosesser kan være basert på enten:

- tørr prosess (eks. Valorga, Dranco, Kompogas), eller
- våt prosess (eks. Wabio).

Ved en tørr prosess er tørrstoffinnholdet i avfallet som behandles typisk 25 - 40 %, mens det i en våt prosess er mye lavere (5 - 15 %). Gjennomsnittlig oppholdstid i reaktor ved en ettrinnsprosess er 15 - 20 døgn. P.g.a. et høyere TS innhold ved en tørr prosess vil det kunne behandles større avfallsmengder i et mindre reaktorvolum enn ved tilsvarende våt prosess.

Ved to- eller flertrinns prosesser blir nedbrytningsprosessen delt opp ved at substratet behandles i to eller flere reaktorer. Behandlingen er vanligvis våt, og opereres helst ved mesofile temperaturer. Separasjon i fast og våt fase etter første trinn er ikke uvanlig. I systemer som BTA, Prethane-Biopaq og AN-anaerob fjernes fast stoff mellom første og andre trinn i prosessen, mens i systemer som Plauener og Linde-KCA tas faststoff-fasen med i begge trinn. De fleste nyere to- eller flertrinnsanlegg for anaerob håndtering av avfall bibeholder de faste bestanddelene i alle trinn, uten separasjon av faststoff-fasen. Typisk oppholdstid i reaktor ved en flertrinnsprosess kan komme ned mot 4 - 5 døgn. Nedbrytningsforholdene optimaliseres gjennom en delt prosess (to- eller flertrinnsprosess). Energiutbyttet ved en slik prosess kan dermed bli opp til 3 ganger høyere enn ved ettrinnsprosesser.

Beskrivelsen av anaerobe reaktorsystemer baserer seg hovedsaklig på: Arbeidsrapport fra Miljøstyrelsen (1993): Bortskaffelse av organisk affald - miljø og økonomi, Gessler og Keller (1995): Vergleich verschiedener Verfahren zur Vergärung von Bioabfall, Pahl og Rummer (1995): Biologische Abfallsbehandlung - Rahmenbedingungen und Marktübersicht, Thomè - Kozmiensky (1995): Biologische Abfallsbehandlung, Wiemer og Kern (1994): Referenzhandbuch Bioabfall 1994/95, og Scherer (1995): Aktuelle Marktübersicht zu Vergärungsanlagen für feste Abfälle - Vorteile gegenüber Kompostierungsanlagen.

2.2.1 Biologisk prosess

En anaerob nedbrytningsprosess uten tilgang på eksterne elektron-donorer, også kalt for fermentering, kan inndeles i tre faser. Først hydrolyseres karbohydrater, lipider og proteiner, og fermenteres videre til bl.a. fettsyrer, alkoholer, CO_2 , NH_3 og H_2 . I neste trinn vil forbindelsene dannet i første fase omsettes til hovedsaklig acetat, CO_2 og H_2 , mens i siste fase vil acetat, CO_2 og H_2 omdannes til metan (SFT 95:11, Stafford, 1985, Miljøstyrelsen, 1993, Scherer, 1995).

Alle nødvendige næringsstoffer og sporelementer vil tilføres i tilstrekkelig grad gjennom avfallet. Optimale pH verdier for systemet vil være mellom 5,2 og 6,3 for den fermentative prosessen, og mellom 6,8 og 7,2 for den metanogene prosessen. Gjennom nedbrytningsprosessen vil det dannes små mengder av H_2S , amoniakk o.l. Hvis konsentrasjonen av disse blir for høy, vil den bakterielle aktiviteten hemmes. Optimal temperatur for de fleste fermenterende bakterier er rundt 30°C , for metanogene bakterier noe høyere, opp mot 40°C . Det finnes også termofile bakterier som har temperaturoptimum rundt 55°C , som er istand til å utføre en anaerob nedbrytning.

En rekke fordeler vil vise seg gjeldende med en termofil nedbrytningsprosess i motsetning til en nedbrytningsprosess ved lavere temperaturer. Nedbrytningen vil skje

raskere, og avfallet vil omsettes mer fullstendig og dermed gi høyere produksjon av gass. Den viktigste fordel vil imidlertid være den hygieniseringsprosessen avfallet går gjennom under nedbrytningen. Omsetning ved lavere temperaturer vil, på den annen side, være mindre energikrevende, pga. lavere energiforbruk ved oppvarming av reaktorinnholdet, og vil dermed kunne gi anlegg som er billigere i drift.

Det vil være nødvendig med omrøring i reaktoren for å optimalisere nedbrytningsprosessen. Omrøring er nødvendig for å hindre sedimentering som hemmer utveksling og kontakt mellom bakteriene og substratet, eller sjiktdannelse med for lav pH eller for høye konsentrasjoner av mellomprodukter som kan virke hemmende på prosessen hvis det ikke skjer en fordeling av disse i løsningen. Omrøring kan enten skje mekanisk eller ved å blåse produsert gass eller væske gjennom løsningen.

Tørrstoffinnholdet i substratet vil påvirke den biologiske nedbrytningsprosessen. Den fermentative syreproduserende delen av prosessen skjer hurtigere ved relativt høye TS konsentrasjoner, mens den metanogene prosessen hemmes av for høye syrekonsentrasjoner, slik at et lavere TS innhold vil være optimalt for den metanproduserende delen av prosessen (Scherer, 1995).

Skillet mellom tørr og våtfermentering går ved et TS innhold rundt 10 - 15 %. Vanlig TS innhold ved våtfermentering er ca. 10 %, ved tørrfermentering, 25 - 35 %. TS innhold rundt 20 % kalles gjerne en semi-tørr prosess. I ettrinnsprosesser er det mulig å ha 40 - 65 % TS ved tørrfermentering (Scherer, 1995). Høye TS konsentrasjoner vil vanskeliggjøre en optimal nedbrytningsprosess, da det vil være vanskelig å få en god blanding av substratet. I tillegg vil det lettere kunne dannes toksiske konsentrasjoner av mellomprodukter, saltinnholdet kan bli for høyt, og blanding av og diffusjon i substratet vil kunne hemmes. Dette tilsammen kan gi en ufullstendig og langsom nedbrytning av substratet. Fordelen med en tørrfermentering vil være lavere energibehov ved oppvarming av avfall og vann, og lavere kapasitetsbehov i reaktoren. Ved høye TS konsentrasjoner vil det være nødvendig med utstyr for å redusere vanninnholdet i avfallet, noe som igjen vil gi høyere investerings- og driftskostnader.

Ved våtfermenteringsprosesser ligger TS innholdet rundt 10 % eller lavere. Våtfermentering gjør utveksling av komponenter i substratet enklere. Sjiktdannelse, og oppbygging av toksiske konsentrasjoner av mellomprodukter vil også reduseres pga. den økte dynamikken i systemet. Uønskede komponenter i avfallet kan også lettere fjernes enten ved å skimme dem av eller ved å la dem synke til bunn. Homogeniteten i det produserte slammet vil også være større, og slammet vil være lettere å håndtere enn ved tørre prosesser, da det i større grad kan pumpes.

Tottrinnsprosesser vil ofte, både ved tørr- og våtfermenteringsprosesser, kunne gi en raskere, mer optimal nedbrytningsprosess. Prosessen vil også være lettere å kontrollere.

Behandlingstiden i biogassanlegg vil variere med system og avfallstyper, samt ønsket kvalitet av sluttproduktet. De begrensende trinnene i nedbrytningsprosessen vil være dannelse av acetat og metanogeneseprosessen.

2.2.2 Teknologisk prosess

Vi har valgt å presentere tre forskjellige systemtyper basert på hhv. ettrinns tørr prosess, ettrinns våtprosess og totrinnsprosess, for å gi en beskrivelse av forskjeller i prosessene. I tillegg vil ekisterende biogassanlegg som er lokalisert på Mekjarvik bli presentert. Mulig utviding av dette anlegget til også å inkludere annet bioavfall vil bli vurdert.

For beskrivelsen av ettrinns tørrprosess systemet har vi tatt utgangspunkt i Valoga prosessen (UT Umweltschutztechnik), ettrinns våtprosess er basert på WABIO (Deutsche Babcock Anlagen) mens totrinnsprosessen er basert på Plauener Verfahrens.

Beskrivelsen av systemene er basert på en rapport fra Bergen kommune renholdsverket: Fremtidig avfallsbehandling (1994), Wiemer og Kern: Herstellerforum Bioabfall (1995) og Wiemer og Kern: Referenzhandbuch Bioabfall 1994/95 (1995).

Ettrinns tørr prosess - VALORGA

System Valorga er et **ettrinns tørrfermenteringssystem** som passer godt for nedbrytning av blandet organisk materiale med ett tørrstoffinnhold rundt 25 - 50 %. Systemet egner seg godt for både bioavfall og grønt avfall, i kombinasjon eller hver for seg. Både meso- og termofile prosesser kan benyttes. Systemet har også blitt benyttet som et forbehandlingssystem for blandet avfall (både organisk og uorganisk) før deponering eller alternativ sluttdisponering av avfallet.

Prosess:

Ved avfallsmottaket lastes avfallet over på et klargjøringsbånd (med hjullaster), og avfallet grovsorteres i små og større partikler. Store partikler (plast/papir mm.) kuttet opp, og alt ledes til en blandetank.

I blandetanken blir innkommende avfall veid, vanninnhold og temperatur justeres (oppvarming), og avfallet ledes vha. en stempelpumpe inn i prosesstanken (via et isolert rørsystem). Avfallet brytes så ned i lukkede, isolerte, tette tanker ved en temperatur på 37 - 40°C (mesofil) eller høyere. Løsningen holdes i bevegelse ved at produsert gass resirkuleres i tanken. Dette gir optimal nedbrytning/gassproduksjon, og en homogen masse. Etter råtning i prosesstankene (ca. 25 dager) tas materialet ut, og vanninnholdet reduseres ved bruk av skrupresser eller annen mekanisk avvaning. Dette gir råkompost/halvkompostert produkt med ca. 45% TS. Prosessvannet sentrifugeres og ledes tilbake til blandetanken. Oveskytende vann går til en renseenhet, mens slam fra sentrifugeringen går tilbake til prosesstanken.

Den halvkomposterte massen produsert i råtnetanken blir etterkompostert. Ved et anlegg i Tilburg, Nederland, skjer etterkomposteringen i et luftet, aerobt system i en lukket hall i 7 dager. Deretter ettermodnes det i ca. 2 måneder i et åpent system uten lufting eller vending. Planer skissert for et tilsvarende anlegg i Bergen inkluderer etterkompostering der avfall plasseres i 3 m høye hauger med flat topp, og vendes 1 gang/uke. Det er ikke planlagt en intensiv aerob etterkompostering før modning. Hygieniseringen er forventet

å skje ved > 4 døgn med temperaturer > 60°C i løpet av totalt 3 - 4 uker. Ikke-nedbrytbare partikler > 10 mm fjernes ved roterende og vibrerende sikter som fungerer ved at de måler tetthet. Produktet lagres 1 måned før bruk.

Produsert biogass fra prosesstanken transporteres vha. lavtrykkskompressor til kraftproduksjonsenheten. Noe gass resirkuleres for omrøring i prosesstanken, resten omdannes til el. energi vha. gassmotorer, eller den renses, som i Tilburg, før den ledes inn på byens gassnett.

Anlegg i drift basert på Valorga konseptet:

1. Tilburg, Nederland (1994) kapasitet: 40 000 t/år sortert våtorganisk husholdningsavfall, 6 000 t/år papir.
2. Amiens, Frankrike (1988) kapasitet: 72 000 t/år usortert avfall.
3. Tahiti, Fransk Polynesia (1991) kapasitet: 44 000 t/år usortert avfall, 30 000 t/år grøntavfall.
4. Campobasso, Italia (1997) kapasitet: 44 000 t/år usortert husholdningavfall.

Anlegg i drift basert på andre tørrfermenteringsprosesser:

1. **Kompogas, Zürich, Sveits** (1991) kapasitet: 10 000 t/år (80 % bioavfall, 20 % hageavfall).
2. **Kompogas, Burgberg, Tyskland** (1995), (80 % bioavfall, 20 % hageavfall).
3. **Dranco, Brecht, Belgia** (1992) kapasitet: 10 000 t/år (95 % bioavfall, 5% annet organisk).
4. **Dranco, Salzburg, Østerrike** (1993) kapasitet: 10 000 t/år (80 % bioavfall, 20 % hageavfall).

Ettrinns våt prosess - DBA -WABIO

Wabio prosessen er en finsk **ettrinns våtfermenteringsprosess**, som kan kjøres meso- eller termofilt. Avfallet som behandles har et TS innhold på ca 10 - 15 % under gjæringsprosessen. Avfall som egner seg best har et høyt vanninnhold og en dårlig strukturell oppbygning. Hage- og grøntavfall er følgelig ikke spesielt godt egnet, men det vil heller ikke ha en direkte negativ innvirkning på prosessen.

Prosess:

Tørt innkommet materiale siktes og males opp og fremmestoffer fjernes (metall/glass fjerning etc.) Det tørre materialet med en størrelse under 50 - 60 mm overføres til en forbehandlingstank og tilsettes foroppvarmet prosessvann til ønsket fuktighet. Fremmedstoffer fjernes fra ved et svømme/synke prinsipp. Lette plastfraksjoner

skummes av fra toppen av tanken, mens tunge fraksjoner som glass og metaller etc. synker til bunnen. Den resterende massen pumpes over i råtnetanken.

Oppholdstid i råtnetanken er 14 - 18 dager. Omrøring/blanding i tanken sikres ved gjennomblåsing av produsert biogass. Avfallet har fått redusert sitt tørrstoffinnhold med 55 vektprosent, og ca. 100 - 120 Nm³ gass/t bioavfall er produsert i løpet av oppholdet i råtnetanken. Metaninnholdet i gassen er typisk 55 - 60 %.

Etter opphold i råtnetank blir suspensjonen pumpet over i en hygieniseringstank hvor det får en oppholdstid på 1/2 - 1 time ved > 70 °C. Suspensjonen avvanes deretter i en presse (Schneckenpresse). Prosessvannet resirkuleres til forbehandlingstanken, mens det avvanede slammet gjennomgår en aerob etterbehandling i et lukket system med lufting. Etterkomposteringprosessen tar ca. 2 uker.

Anlegg i drift basert på Wabio konseptet:

1. Vaasa, Finland (1990) sortert organisk husholdningsavfall/bioavfall + slam fra renseanlegg, kapasitet: 14000 t/år.
2. Bottrop, Tyskland (1995) bioavfall 6500 t/år.
3. Kiel, Tyskland (1996) bioavfall 13000 t/år. Kombineres med komposteringsanlegg.

Anlegg i drift basert på andre våtfermenteringsprosesser:

1. **BTA, Helsingør, Danmark** (1991) kapasitet: 20 000 t/år (bioavfall).
2. **BTA, Baden - Baden, Tyskland** (1993), kapasitet: 5 000 t/år (bioavfall).

Totrinnsprosess - PLAUENER VERFAHREN

System Plauener Verfahren er et **totrinns, mesofilt våtprosessanlegg**, uten fjerning av faststoff mellom de to prosesstrinnene. I utgangspunktet egner prosessen seg for nedbrytning av alt organisk materiale som inneholder lite fremmedstoffer, og lite trevirke. Tørrstoffinnholdet kan være i størrelsesorden 0 - 40 %. Metoden har blitt brukt til behandling av separat innsamlet bioavfall, storkjøkkenavfall, gjødsel, gylle og mage/tarm-innhold fra husdyrhold- og slakterinæringen, industriavfall, fiskeavfall m.m.

Prosess:

Innkommende materiale får sortert fra metaller, og den resterende fraksjonen blir deretter malt opp. Avfallet siktes så gjennom en 10 mm sikt. Sortering ved synke/svømme prinsippet kan også inkluderes.

Første trinn, hydrolyse- og syreproduksjonstrinnet, finner sted i et uoppvarmet basseng. Temperaturen i bassenget er ca. 8 - 12 °C. Prosessen kjøres i tre til fem dager. Syrekonsentrasjoner opp mot 20 000 mg/l dannes, og pH verdien synker ned mot 3,5 - 4.

Noe luft blåses inn i bassenget, og avluft fra prosessen blir behandlet i et biofilter. Det surgjorte mellomproduktet pumpes så kontinuerlig inn i biogassreaktoren (sylindrisk stålreaktor), hvor acetatdannelse og metanogenese finner sted. Produktet fra første trinn blir ikke avvannet før det pumpes inn i reaktoren. Produktet blir varmet opp til 33 °C som er prosesstemperaturen i dette andre trinnet. Fra prosessen taes det ut restvann med et tørrstoffinnhold på ca. 2 %, og slam som, etter avvanning, har et TS-innhold på ca. 30 %. Biogassen som produseres i reaktortrinnet inneholder svært lite H₂S, da dette i en stor grad fjernes i det første hydrolyse/syredannelsestrinnet. Metaninnholdet blir også høyt (rundt 70 %). Ca. 20 % av energiproduksjonen går med til drift av anlegget.

Siden vanninnholdet i utgangsmaterialet kan varieres mye, vil vannbalansen i systemet også variere. Et anslag på i størrelsesorden 250 - 500 liter/tonn inputmateriale er representativt. Ubehandlet humus (kompost) fra reaktorprosessen kan omsettes som kompost av modningsgrad IV - V. Etterkompostering er da unødvendig.

Hygienisering av avfallet blir oppnådd gjennom lav pH, anaerobe driftsforhold, høy konsentrasjon av organisk syrer, TS-innhold etc. Hygienisering ved varmebehandling blir normalt ikke gjennomført. Et hygieniseringstrinn med oppvarming kan, hvis det finnes nødvendig, inkorporeres i systemet.

Anlegg i drift basert på Plauener konseptet:

1. Zobes, Tyskland (1987) bioavfall (50 - 70 %), diverse industri/gjødsel avfall (30 - 50 %). kapasitet: 20 000 t/år.
2. Grossmühlingen, Tyskland (1994) bioavfall (50 - 85 %), diverse industri (5 - 40 %) gjødsel og slam (10 - 30 %). kapasitet: 40 000 t/år.

Anlegg i drift basert på andre to(fler)trinnsprosesser:

1. **Paques - Prethane biopaq**, Breda, Nederland, kapasitet: 25 000 t/år.
2. **Schwarting-Uhde**, Brandenburg, Tyskland (1995), gylle, slakteriavfall og bioavfall, kapasitet: 40 000 t/år.
3. **AN - Anaerob**, Oldenburg, Tyskland (1994), kapasitet: 6 000 t/år.

Valg av system

En rekke faktorer spiller inn når man skal velge mellom de ulike systemkonseptene. Foruten investerings- og driftskostander for de ulike alternativene spiller også følgende inn:

- Bør man velge mesofil eller termofil prosess?

Fordelen med en termofil prosess er en direkte og grundig hygienisering. Ulemper er at energiutbyttet kan bli dårligere ved at en større andel av gassen omdannes til CO₂ og

ikke til CH₄. Dette er imidlertid ikke alltid tilfellet. I tillegg vil likevekten mellom ammonium ioner og amoniakk blir forskjøvet mot amoniakk (som er toksisk), ved økende temperatur.

- Skal man velge ettrinns eller to/ fler-trinns prosess?

Totrinnsprosesser (eller flere trinn) kan normalt gjennomføres på kortere tid, med større gassproduksjon og med større omsetning av substratet enn ved ettrinnsprosesser. Ved totrinnsprosesser skiller man normalt mellom en hydrolyse- og en metanfase. Det skilles mellom prosesser hvor tørrstoff fjernes etter første fase (systemer: BTA/MAT, FAL-ANAERGIE m.fl.) og prosesser der det ikke skjer noen separasjon av avfallet etter hydrolyse fasen (WAASA, METHAKOMP, LINDE-KCA, ANATECH, BIOCAMP m.fl.). Prosessen optimaliseres ved å sikre ulike betingelser i de to reaktorfasene. Hydrolyseaktiviteten favoriseres ved å ha høyt TS innhold, og lite reaktorvolum, samt ved å tillate noe oksygentilførsel. Dette vil favorisere fakultativt anerobe, syreproduserende bakterier. Lav pH, som et resultat av fermentative prosesser, og temperaturer < 28°C vil hemme metanogenese. Flertrinnsprosesser er litt mer kompliserte og kan stille større krav til drift, men de gir en raskere prosess, mer fullstendig omsetning av avfallet og større gassproduksjon enn ettrinnsprosesser. Totrinns anaerob anlegg med en kapasitet på 14 000 t/år eller mer vil være økonomisk gunstigere enn tilsvarende ettrinnsanlegg (Gessler, og Keller, 1995).

Biogassanlegget på Mekjarvik

Ved sentralreanseanlegget for avløpsvann i Mekjarvik behandler årlig ca. 64 000 tonn slam med et tørrstoffinnhold på 5,5 % (3 500 tonn TS). Behandlingen slammet gjennomgår består av avvanning, råtning, tørking og pelletering. Den anaerobe nedbrytningsprosessen skjer i et konvensjonelt ettrinns våtprosess biogassanlegg tilsvarende til systemene presentert over.

Det eksisterende anlegget i Mekjarvik består av 2 buffertanker (hhv. 600 og 1 100 m³), samt 2 råtnetanker hver på 3 500 m³. I tillegg finnes det et sentrifugeanlegg for avvanning av slam, et tørkeanlegg for avvannet slam og et anlegg for pelletering av det tørkede slammet. Anlegget er dimensjonert for å kunne ta imot 25 tonn TS/d, som tilsvarer 500 m³ råslam med et TS innhold på 5 %, hver dag. Avvannings- og tørkeanlegget er dimensjonert til 18.25 tonn TS/d. Dette forutsetter kontinuerlig drift. Råtnetankene kan drives enten i serie eller ved parallell drift.

Data fra driftsåret 1993 viser at gjennomsnittlig behandlede mengder er ca. 200 m³/d. Dette er slam med et TS-innhold på 5 %, og et organisk tørrstoffinnhold (VTS) på 64 % av TS. Gassproduksjonen er i størrelsesorden 3 200 m³/d, noe som tilsvarer ca. 1.1 m³ gass/kg VTS redusert. Utråtningsgraden er 47%. Estimater av økt tilførsel av slam fram mot år 2005 (Krüger, 1994) tilsier at forbrukt kapasitet ikke vil overstige 280 m³/d. Det vil følgelig fortsatt være en stor restkapasitet utover dette i årene fremover.

Med den nåværende behandlingsformen på Mekjarvikanlegget vil hageavfall egne seg dårlig for behandling i anlegget. Bleiefraksjonen vil i utgangspunktet kunne egne seg for

(sikterest) er ikke kjent.

Tilpassning til sambehandling av organisk husholdningsavfall og slam

Det anses som mulig å sambehandle organisk husholdningsavfall og råslam ved Mekjarvik anlegget. Følgende tekniske/praktiske tilpasninger må implementeres for å gi et brukbart anleggskonsept (Krüger, 1994):

Sortert bioavfall kjøres til en mottagerstasjon hvorfra det ledes videre til en neddeler hvor poser og større avfallssegmenter males opp til mindre biter. Dette føres så til en roterende sorteringstrummel hvor større gjenstander sorteres fra som sikterest. Sikterestfraksjonen antas å kunne utgjøre ca. 20 % av avfallet. Sikteresten kjøres til fyllplass. Fra sorteringstrummelen vil det oppmalte avfallet passere en magnetseparator, før det ledes til en blandetank hvor det blandes med råslam. Tørrstoffinnholdet i blandingen må ikke overstige ca. 10 %, dette for å kunne ha en effektiv omrøring i råtnetankene, og for å ivareta en uproblematisk pumping av avfallet. Bioavfall/råslam-blandingene passerer så en macerator hvor avfallet males opp til en fin masse. Massen pumpes deretter til en buffertank hvor den oppbevares inntil den overføres til råtnetanken.

Etter behandling i råtnetanken siles massen for å fjerne plast og andre uønskede forurensinger i massen. Den ferdigbehandlede massen kan sentrifugeres, tørkes og pelleteres, slik det gjennomføres i dag, eller massen kan avvannes og etterkomposteres for å gi et vanlig kompostprodukt.

Beregninger viser at en bioavfallsmengde på 18 000 tonn avfall per år gir et økt behandlingsvolum på 41 m³/d. Total reaktorbelastning vil da komme opp mot 320 m³/d. Tørrstoffinnholdet i den behandlede massen er da økt fra ca. 5 % til 8.2 %. Ved parallell drift av de to råtnetankene vil den hydrauliske oppholdstiden i tanken bli 22 døgn. Den organiske belastningen vil tilsvarende bli ca. 3.8 kg TS/m³ per dag. Gassproduksjonen er forventet å stige fra ca. 3 200 (dagens situasjon) til 11 000 m³/dag.

Sentrifugeanlegget anses for å ha en tilstrekkelig stor kapasitet til å avvanne slammet også ved en utviding av kapasiteten. Tørkeanleggets kapasitet er teoretisk sett stor nok til å kunne ta imot en større masse, men pga. et endret produkt er det endel usikkerheter forbundet med om den faktiske kapasiteten er tilstrekkelig. Investeringer må derfor påregnes om en løsning med pelletering av alt slammet fastholdes.

De ovenfornevnte beregninger baserer seg på ekstra tilførsel av 18 000 t bioavfall/år. Hvis det i hovedsak er matavfall som vil bli behandlet i anlegget vil det i praksis dreie seg om mindre mengder, i størrelsesorden 11 000 - 14 000 t/år (avhenger av om også bleiefraksjonen blir inkludert) (se kapittel 1). Belastningsøkningen vil følgelig bli mindre enn her skissert.

2.2.3 Produkter

Ved bruk av biogassanlegg til avfallsbehandling vil det i hovedsak dannes tre produkter, kompost/slam, gass, og restvann. Kvaliteten og sammensetningen av produktene vil først og fremst bli et resultat av utgangsmaterialet.

Forskjellige fraksjoner av avfallet vil gi ulike mengder av metangass ved nedbrytningsprosessen. Karbohydrater vil gi et metaninnhold på ca 50 % (v/v, volum/volum), fett gir ca. 70 % (v/v) metan, mens proteiner vil gi 84 % (v/v) metan. Sammensetningen av biogass fra en metanogen prosess vil bli som følger (Scherer, 1995):

Bestanddel	Mengde
Metan (CH ₄)	50 - 75 % (v/v)
Karbondioksid (CO ₂)	25 - 50 % (v/v)
Nitrogen (N ₂)	0 - 7 % (v/v)
Oksygen (O ₂)	0 - 2 % (v/v)
Hydrogen (H ₂)	0 - 1 % (v/v)
Hydrogensulfid (H ₂ S)	0 - 1 % (v/v)
Amoniakk (NH ₃)	0 - 1 % (v/v)

Ren metangass gir et energiutbytte på 35 900 kJ/m³, mens energiutbytte ved en biogass med 65 % metan vil bli 23 300 kJ/m³ (Scherer, 1995).

Kvaliteten på kompostmaterialet/slammet som produseres avhenger mye av utgangsmaterialet og prosessens varighet, som ved en aerob komposteringsprosess. Normalt vil det skje en mer fullstendig omsetning av det organiske materialet ved en anaerob prosess, slik at mengden kompostmasse produsert vil bli redusert. En vektreduksjon på ca. 60 % sammenlignet med utgangsmaterialet kan påregnes. Tungmetaller og andre forurensende, ikke nedbrytbare komponenter i utgangsmaterialet vil i hovedsak følge kompostproduktet. Kvalitet og bruksområder for kompostproduktet vil (etter ettermodning el.l) være sammenlignbart med det som oppnås i komposteringsanlegg.

Restvannet vil utgjøre mellom 100 og 800 liter per tonn avfall behandlet (Pahl og Rummer, 1995, Gessler og Keller, 1995). Store variasjoner i mengde er oppgitt for anlegg basert på ulike prosesser, men også for samme type anlegg med forskjellige avfallsfraksjoner. Innhold i og mengde av restvannsfraksjonen vil også for en stor grad være avhengig av input-materialet.

2.2.4 Innsamling, sortering og avfallstyper

I utgangspunktet kan de fleste typer organisk avfall behandles i et anaerobt reaktor-anlegg. Som en forbehandling kan såvel samlet husholdningsavfall (også inkludert restavfall) brytes ned i en anaerob reaktor før det viderebehandles. Spesielt strukturrikt materiale som inneholder lignin og lignocellulose (kvister og greiner etc.)

vil imidlertid ikke brytes nevneverdig ned under en normal anaerob prosess (dette er også tilfellet ved et intensivkomposteringstrinn). Dette gjelder også for spesielt tørt biologisk materiale som nøtteskall, fjær og hår (Scherer, 1995). Dette bør følgelig unngås eller reduseres så mye som mulig.

Det finnes lite informasjon om hvorvidt bleier er egnet for anaerob nedbrytning i reaktorer. Scherer (1995) nevner imidlertid at gjennom et pilotforsøk utgjorde engangsbleier (4 -7 % av bioavfallet) ikke noe problem for nedbrytningsprosessen. Generelle betenkeligheter mht. kompostering av bleier vil, i den grad kompostproduktet skal nyttes til jordforbedringsmiddel på grøntarealer, også kunne gjelde nedbrytning av bleier i en anaerob nedbrytningsprosess.

Hageavfall og matavfall kan behandles samlet uten at dette vil endre prosessen nevneverdig. Pga. hageavfallets høye TS innhold, vil det gjerne være mest aktuelt å benytte en tørr/semitørr prosess ved sambehandling av disse to fraksjonene. Kompost og gassproduktet vil ikke endres nevneverdig ved sambehandling av disse to fraksjoner. Investeringskostnader ved et anlegg avhenger i stor grad av anleggets kapasitetsbehov, mens driftskostnadene i mindre grad er avhengig av reaktorvolumet. Vurdering av sambehandling av mat- og hageavfallet må derfor vurderes utifra økte investeringkostnader, fremtidige driftskostnader og innsamlingskostnader.

Følgende systemer blir benyttet til sambehandling av bio- og hageavfall:

Anleggstype	Lokalitet
Kompogas	Bachenbülach og Zürich, Sveits
Kompogas	Burgberg, Tyskland
Valorga	Tilburg, Nederland
Dranco	Zalzburg, Østerrike
Paques - BFI	Leiden, Nederland
Thyssen - Waasa ¹⁾	Vasa, Finland

1) Omsetter en blanding av både bioavfall, hageavfall, slam mm.

Anleggene omsetter en blanding av bioavfall og grønt avfall (hageavfall), med 20 - 50 % grøntavfall.

Som nevnt egner ikke anlegget på Mekjarvik seg til behandling av større deler hageavfall pga. at systemet for en stor del baserer seg på at avfallet er pumpbart og har et lavt TS-innhold.

2.2.5 Miljøbelastninger

Følgende aspekter er blitt presentert som miljømessige fordeler av biogassanlegg sammenlignet med andre avfallsbehandlingsmetoder (Tafdrup, 1994):

- lav luftforurensing

- lite forurensing av grunnvann/sigevann
- lite spredning av smittestoffer
- lite luktsjenanse

Ved anaerob reaktorteknologi vil det produseres store mengder gasser som i seg selv er forurensende drivhusgasser. Hvis biogassen utnyttes som energikilde vil den imidlertid kunne erstatte andre energikilder som kull eller olje/gass som gir bortimot like høye belastninger. Hvis gassen ikke blir benyttet som energikilde, men slippes direkte ut vil miljøbelastningene bli store. Årsaken til dette er bl.a. at metan, som vil utgjøre 50 - 60 % av biogassen, har en 15 - 20 ganger større drivhuseffekt enn karbondioksid (Leknes et al., 1995, Tafdrup, 1994). Metan vil også dannes fra avfallsdeponier eller ved lagring, og den er da vanskeligere å utnytte til energiformål. Metangassen produsert bør derfor nyttiggjøres til energiformål, eller den bør i alle fall brennes slik at den omdannes til CO₂ og vann. Ved burning vil da "drivhusregnskapet" ikke komme dårligere ut enn ved kompostering som kan ses på som en form for "kald" forbrenning. Miljøbelastningen ved å omdanne biogass til elektrisk kraft er noe høyere enn ved tilsvarende omdanning av naturgass. Det må imidlertid tas med i regnestykket at biogassen er en fornybar ressurs som kan erstatte deler av naturgassen, og at omdanning av avfall uten produksjon av biogass også vil gi emisjon av drivhusgasser ved at avfallet omdannes til CO₂ direkte. I et totalt energiregnestykke vil det derfor kunne bli fordelaktig å nyttiggjøre seg energien i biogass.

Vannfraksjonen i et biogassanlegg vil normalt reinjiseres i prosessen, men det vil likevel dannes en restvannfraksjon tilsvarende 100 - 800 l/t avfall behandlet. Dette vannet bør renses før det ledes til kommunalt nett el.l. Restvannet vil fremkomme i en lukket prosess, så det vil normalt ikke forekomme noen lekkasjer fra prosessen. Forurenset sigevann etc. er derfor ikke et reelt problem. Pga. at prosessen er lukket er det små muligheter for spredning av smittestoffer eller luktemisjoner fra selve prosessen. Selve nedbrytningsprosessen i et slikt lukket, kontrollert system, er lettere å kontrollere, så tilstrekkelig hygienisering av kompostproduktet kan lett dokumenteres, avhengig av hvilken prosessstype som benyttes. Dette vil redusere faren for smitteoverføring ved et ferdig produkt.

Biogassen vil også inneholde spor av S- og N- forbindelser. Hvis hydrogensulfid konsentrasjonen er mindre enn 0,2 % i biogassen (kan forventes), vil det produseres opp til 595 mg S/Nm³ gass som forbrennes, tilsvarende for NO_x er opp til 250 mg/Nm³. Støvinnholdet i gassen vil være <10 mg/Nm³.

Nærmiljøulempen vil være forbundet med bråk fra kompressorer, gassmotorer for el.kraft produksjon og trafikk på og til/fra området. Disse ulempene vil ikke skille seg nevneverdig fra andre behandlingsalternativer. Det kan også dannes noe lukt, bl.a. av sulfid, fra mottakerområdet og fra vannfasen fra skrupresse el.l. Dette kan fjernes. Svak amoniakkluft kan også fremkomme ved skrupressing, men det forekommer lite eller ingen lukt fra kompostlagring (stabilisert).

2.2.6 Kostnadsvurderinger

Driftskostnader eksisterende anlegg i Europa:

Sindig-Ørre-Herning (Danmark); våtfermentering (10%TS), bioavfall, termofil ettrinns prosess. Blanding av gjødsel, industriavfall og bioavfall fra husholdning (ca 10:3:1). Produserer 3.8 m³ gass / m³ avfall per døgn. Driftskostnader (1994); 340 kr/tonn.

Tilburg (Nederland); tørr/semitørr prosess, system Valorga, 40 000 t/år. TS innhold ca. 25%. Ettrinnsprosess. Varighet 22 dager, gassproduksjon 90 m³gass / m³d. Substrat er hageavfall og matavfall (1:1). Driftskostnader (1994); 420 kr/tonn.

Kostnadsoverslag ved etablering og drift av et biogassanlegg som kan behandle 15 000 t/år tilsier investeringskostnader på 63 000 000 dkr. Dette tilsvarer en investering på 4 200 kr/t (kapital/driftskostnader; 400 kr/t). Totale driftskostander blir 740 kr/t (hvorav 340 kr/t er drift, og det resterende kapitalkostnader). Salg av gass er ikke medregnet, men er estimert til 230 kr/t (Miljøstyrelsen, 1993).

En energiinntekt på ca. 20 øre/kWh er estimert ved salg av elektrisk energi fra forbrenningsanlegg (Bergen Kommune Renholdsverket, 1995). Tilsvarende verdier kan antas å være gjeldende ved salg av el. energi fra et biogassanlegg. Dette tilsvarer inntekter i størrelsesorden 20 - 65 kr/tonn avfall behandlet (hvis man forutsetter ca. 35% effektivitet ved produksjon av elektrisk energi fra biogass). Salg av biogass i Europa gir inntekter i størrelsesorden 200 kr/t avfall behandlet (grovt anslag). I Tyskland opereres det da med en ca. utsalgspris på elektrisk energi i størrelsesorden 60 øre/kWh.

Best utnyttelse av energien, og størst inntektsgrunnlag, vil det være hvis biogassen kan benyttes til direkte oppvarming i større bygninger med sentralvarmeanlegg eller behov for prosessvarme. Energitapet vil være mye mindre ved direkte utnyttelse av varmeenergi, og forventet pris ved salg av energi som varme er noe høyere enn ved salg av elektrisk energi (25 øre/kWh).

Merinvesteringskostnadene ved å oppskalere det eksisterende anlegget i Mekjarvik til også å kunne ta imot bioavfall er vanskelig å estimere. Det er dog anslått investeringskostnader i størrelsesorden 20 - 25 millioner kroner. Dette inkluderer da omkostninger til mottakerstasjon, neddelere, sorteringstrommel, separator, transport-systemer og ekstra buffertank (Krüger, 1994).

Økte driftskostander ved anlegget er estimert til 3 880 000 kr/år (inkluderer bemanning, ekstra vedlikehold, transport og deponiavgift). Inkluderer kapitalkostnader på 2 300 000 kr/år blir totale driftskostnader ialt 6 180 000 kr/år, som tilsvarer 343 kr/tonn avfall ved totalt 18 000 t avfall/år. Tilsvarende kostnad ved behandling av 10 000 t avfall/år er 500 kr/tonn.

Ved bygging av et eventuelt nytt anlegg vil kostnaden bli høyere. Investerings- og driftskostandene vil bli tilsvarende som for øvrige anerobe reaktoranlegg, i tillegg kommer merinvesteringer og energiforbruk for tørke- og pelleteringsprosessene, hvis dette inkluderes.

2.3 Førproduksjon

Produksjon av dyrefôr fra bl.a. matavfall blir praktisert en rekke steder. Miljøføret som produseres er et godt supplement til kraftfôr. Noen bedrifter som lager miljøfôr er bl.a.: Agro i Rogaland, som produserer grisefôr, Østfold og Follo Miljøfôr i Våler utenfor Moss, Miljøfôr Hedmark og Oppland i Hamar som også produserer grisefôr, og Oppdal dyrefôr som produserer pelsdyrfôr. Bergen kommune har planer om å bygge et nytt fôrannlegg, i samarbeid med Vestlandske Salgslag og Fatland (Ravnanger, BIR, pers. oppl.). I 1993 var det totalt 13 anlegg i Norge som var godkjent for behandling av matavfall til dyrefôr (SFT, 1993).

2.3.1 Biologisk og teknologisk prosess

Prosesen for fôrproduksjon er prinsipielt den samme ved de ulike anleggene. Noen variasjoner forekommer dog. Prosedyren som følges ved Miljøfôr Hedmark og Oppland (R. Lund, MHO, pers. oppl., Hagen, 1994) er at innkommne matrester sorteres, kvernes opp i småbiter og steriliseres (120°C, 20 min). Industriavfall (fra meieri, bakeri, slakteri, oppdrettsindustri etc.) og andre biprodukter kokes ved 90°C og blandes sammen med matavfallet. Dette ensileres/konserveres så ved surgjøring (pH justeres til 4 med maursyre). Det ferdige produktet pumpes over i tankbiler for utkjøring til kundene.

Ved Agros anlegg i Rogaland blir de sorterte, oppkvernde matrestene blandet med industriavfall og blod fra slakteri før sterilisering ved 133°C, 20 min (Aanestad, Agro, pers. oppl.). Ved Østfold og Follo Miljøfôr blir sortert oppkvernet matavfall sterilisert ved oppvarming til 130°C i 20 min. Den varme massen pumpes over i en mellomagringstank før det tømmes i en stor blandingstank sammen med rene produkter fra fett, brød og fisk (Bakken, 1995). Behandlingen samsvarer med de kriterier som ligger nedfelt i steriliseringsloven. Ved Oppdal dyrefôr blir matavfallet kokt ved 100 °C, uten sterilisering ved høyere temperatur. Dette tilfredstiller de krav som har vært stilt for fôr som brukes til dyr som ikke inngår i matproduksjon.

Miljøføret blir i dag produsert av ca. 20 - 25 % kildesortert matavfall fra stor- og privat-husholdninger, 4 - 5 % blod fra slakterivirksomhet, noe teknisk fett fra slakterivirksomheten, samt industriavfall (Aanestad, Agro, pers. oppl.). Matavfallet er en god ressurs for fôrproduksjonen, og andelen av dette i føret kan sannsynligvis økes.

Ved det eksisterende og planlagte anlegget i Bergensregionen benyttes kun storkjøkkenavfall og tildels matavfall fra private husholdninger til produksjon av våtfôr til gris. Blod og fett fra slakterivirksomheter og annet industriavfall benyttes ikke. Prosessen er forøvrig tilsvarende som ved de andre fôrproducentene. Ved det nye anlegget i Bergen er det planlagt å produsere 2 000 tonn/år våtfôr til gris (20 % TS) og 5 000 tonn /år tørket fôr (80 % av vannet fjernes) som også er tenkt å kunne benyttes til annet dyrehold, som f. eks. sau og fjærkre. Anlegget vil bli plassert i tilknytning til det planlagte forbrenningsanlegget slik at varmeenergien fra dette kan benyttes til tørkeprosessen. Energibehovet ved tørkeprosessen vil være stort.

2.3.2 Produkt

Miljøfòret som produseres har normalt et tørrstoffinnhold på ca. 30 %. For Miljøfòr Hedmark og Oppland er det oppgitt ett tørrstoffinnhold på 23 - 24 % (Hagen, 1994). Ett tonn matavfall gir ca. ett tonn ferdig fòr. Produktet har en stor nok fuktighet til at det kan pumpes, og det transporteres ut til kundene v.h.a. tankbiler. Normalt får dyrene en kombinasjon av miljøfòr og kraftfòr. En blanding på ca. 50 % kraftfòr og 50 % miljøfòr, eller 3 liter miljøfòr til 1 kg kraftfòr er indikert for fòret fra hhv. Østfold og Follo Miljøfòr og Miljøfòr Hedmark og Oppland (Bakken, 1995, R. Lund, MHO, pers. oppl.). (1 kg miljøfòr tilsvarer 1/3 fòrenhet).

Det dannes ingen restvannfraksjon under prosessen. Det vil heller ikke forekomme utslipp til luft, ettersom hele prosessen skjer i et lukket system.

2.3.3 Innsamling, sortering og avfallstyper

Matavfall fra storkjøkken har blitt benyttet til fòr i lang tid. Kildesortert matavfall fra private husholdninger har tidligere kun blitt brukt i et lite omfang, men har i de senere år økt betraktelig. Matrester samles inn enten i poser med plastbelagt innside, eller samles i åpne spann el.l. Erfaringer fra bl.a. Østfold og Follo Miljøfòr og Agro viser at kildesorteringen av avfallet er god, det er lite fremmedelementer som må sorteres fra. Matavfallet er variert og av en god standard. Ved Agro sorteres innkommende matavfall manuelt. Mekanisk sortering kan implementeres. Til fòrproduksjonen benyttes det også industriavfall, hovedsaklig fra meieri, potetindustri, brød, Toro og annen næringsmiddelindustri.

Annet organisk avfall fra normalt husholdningsavfall kan ikke benyttes til fòrproduksjon. Det vil derfor dannes en relativt stor restfraksjon av organisk "komposterbart" avfall (først og fremst hageavfall og ikke-gjenvinnbart papir samt bleier) fra private husholdninger.

I utgangspunktet vil det være tilstrekkelig med innsamling av matavfall hver 14. dag. Innsamlingsordningen vil derfor ikke skille seg nevneverdig fra de andre behandlingsalternativene. Ved noen anlegg blir imidlertid matavfall fra privathusholdninger samlet inn ukentlig i sommerhalvåret, dette for å opprettholde kvaliteten på fòrråstoffet. Et eventuelt behov for ukentlige innsamlinger av matavfall i IVAR-regionen i sommerhalvåret er vanskelig å forutsi. Tilstrekkelig tilrettelegging av innsamlingsordningen bør kunne redusere et eventuelt slikt behov, men det er mulig at det vil være behov for, og kanskje også at det etterhvert vil bli krav om, ukentlig innsamling.

2.3.4 Miljøbelastninger

Det vil bli få miljøbelastninger utover økt transport og forbruk av energi ved at matavfall brukes i fòr. Det dannes ingen vannrest fra avfallet, og ingen restfraksjoner fremkommer fra prosessen eller fra matavfallet, med unntak av en liten fraksjon plast o.a. som blir sortert fra det innkommende avfallet (dette avsettes som vanlig restavfall).

Ved vask av anlegget vil det dannes spillvann. Dette vil imidlertid være vaskevann benyttet etter en steriliseringsprosess i systemet, og det vil følgelig ikke være nevneverdig forurenset. Vaskevannet ledes normalt direkte til avløp.

Luktproblemer vil være insignifikante. Noe lukt vil forekomme inne på anlegget, men bare i liten grad.

Sterilisering og hygienisering av føret blir ivaretatt gjennom prosessen. Spesielle betenkeligheter overfor lite kjente smittestoffer, som f.eks. proteinene som forårsaker kugalskap og skrapesyke hos hhv. fe og sau, er lite aktuelle, bl.a. siden matavfallet som inngår i føret allerede har blitt godkjent for bruk som menneskeføde. Blod og fett fra slakterinæringen kan fjernes fra føret hvis dette anses som et nødvendig tiltak for å reduseres potensielle smittefarer ytterligere.

2.3.5 Kostnader, kost/nytte vurderinger

Kommuner som leverer matavfall fra privat- og storhusholdninger betaler som regel en avgift til førprodusentene. Denne avgiften er i størrelsesorden 300 - 400 kr/tonn (Bakken, 1995), matavfallet som leveres til Agro betales det derimot 240 kr/tonn for (Aanestad, Agro, pers. oppl.). Leveringsavgiften til Miljøfôr Hedmark og Oppland var i 1994 250 kr/tonn (Hagen, 1994). Faktiske produksjonskostnader er i størrelsesorden 500 - 700 kr/tonn.

Politiske føringer tilsier at salgspisen på miljøfôr skal orientere seg etter kraftfôrprisen. En utsalgspris som tilsvarer 75 % av prisen på kraftfôr er akseptert som tilfredstillende. Inntekter ved salg av miljøfôr vil derfor svinge med de naturlige svingningene i kraftfôrprisen. Eventuelle svingninger i kraftfôrprisen vil influere på kostnadene ved levering av matavfallet til førprodusenten.

Utsalgsprisen på kraftfôr var i Norge i 1994 ca. 2850 kr/tonn. I Danmark (EU pris) var den ca 1500 kr/tonn (Hagen, 1994). En ca. utsalgspris på 2000 kr/tonn for kraftfôr kan påregnes. Miljøfôr har lavere fôrverdi enn kraftfôr, tre kg miljøfôr vil derfor tilsvare 1 kg kraftfôr i bruk. Utsalgsprisen for miljøfôr var i 1996 i størrelsesorden 550 - 600 kr/tonn (Aanestad, pers. oppl.). Sammenligner man de mengder miljøfôr som trengs for å erstatte 1 tonn kraftfôr vil det si at de reelle miljøfôrutgiftene vil være i størrelsesorden 1650 - 1800 kr.

Reelle produksjonskostnader varierer bl.a. med hvor stor grad av (manuell) sortering innsamlet matavfall må gjennomgå (plastemballasje etc). (R Lund, MHO, pers. oppl.). Energiforbruket var i 1995 på 270 000 kr ved Agro, Grødalands anlegg, med en kapasitet på 12 500 tonn tilsvarer dette 20-25 kr/tonn behandlet.

Investeringsbehovet for det planlagte anlegget i Bergensregionen er ca. 17 - 20 millioner kroner. Foreløpige estimater av driftskostnadene er ca. 600 kr/tonn matavfall behandlet. Det er da kalkulert med lave energikostnader grunnet samkjøring med forbrenningsanlegget. Leveringskostnadene (for storkjøkken) vil bli ca. 500 kroner/tonn (Hille, pers. oppl.). Investeringskostnader ved Miljøfôr Hedmark og Oppland (kapasitet 8 000 t/år) hav vært 9.3 mill kr, eller 1160 kr/t kapasitet. Tre personer er ansatt ved anlegget.

Investeringsbehovet for et eventuelt nytt anlegg på Nord-Jæren må kunne antas å være i samme størrelsesorden som anlegget ved Miljøfôr Hedmark og Oppland. Årsaken til det høyere investeringsbehovet ved det planlagte Bergensanlegget er investering i ekstrautstyr som er nødvendig for å lage tørrfôr av store deler av fôret som planlegges produsert, og behandling av større mengder matavfall.

2.4 Forbrenning

Forbrenning av avfall har som formål å redusere volumet av, og hygienisere avfall. Restfraksjonen blir helt eller delvis deponert. En sideeffekt av forbrenningen er produksjon av nyttbar energi i form av varme.

Informasjon om prosessen er hovedsaklig hentet fra Miljøstyrelsen (1993), og fra Bergen kommune renholdsverket - Oppdatering av utslippstillatelse for forbrenningsanlegg i Rådalen (1995).

2.4.1 Teknologisk prosess

Forskjellige systemer eksisterer. Vi vil bare presentere et generelt konsept.

Innkommende avfall (restavfall eller totalt avfall) tømmes i en lagertank (silo). Avfallet mates derfra inn i en forbrenningsovn via en sjakt. I ovnen, f.eks. en ristovn, brennes avfallet med store mengder oksygenrik luft, slik at det dannes røykgass med en temperatur på minst 850 °C (temperaturen kan, avhengig av ovn og avfall komme opp i 1300 °C). I prosessen dannes det røykgass, slagg og varme.

Den produserte røykgassen renses i et eget renseanlegg for å fjerne forurensning. Renseprosessen skjer vanligvis ved en semi-tørr renseprosess eller ved våtrensing. Våtrensing er normalt den mest effektive prosessen, men også den mest kompliserte. For å kunne oppfylle de strenge utslippskravene som delvis er innført, og som forventes skjerpet i tiden fremover, vil det sannsynligvis være nødvendig med et våtrensianlegg for rensing av røykgassen.

Ved tørr og semitørr rensing felles forurensende komponenter ved at gassen blandes med kalk (hydratkalk i pulverform). En del forurensende komponenter vil da felles ut med kalken. Reaksjonsproduktene samles opp i et elektrofilter eller i et posefilter. Ved våtrensing av gassen blir først flygeaske separert fra gassen i et elektrofilter, før den resterende gassen blir kjølt ned og vasket med vann. Dette gir en effektiv fjerning av HCl, HF og Hg. S - forbindelser fjernes ved alkalisering (kalking). Gassen gjenoppvarmes og emitteres. Ved våtrensingen produseres det en del spillvann som også må renses.

Forbrenningstårnet må kjøles ned under prosessen. Til dette kan det nyttes luft eller vann. Hvilken metode som bør benyttes vil avhenge av lokaliseringen av et anlegg, og tilgjengelige vannkilder.

Brennverdien til dagrenovasjonen (totalt innsamlet husholdningsavfall) er ca. 14 GJ/tonn, den organiske fraksjonen har en mye lavere brennverdi, ca. 3.5 GJ/tonn.

2.4.2 Produkter

I prosessen produseres det slagg og aske, som utgjør ca. 25 - 30 % av avfallsmengden forbrent, ved blandet husholdningsavfall. Organisk materiale er totalt brennbar, og det vil følgelig ikke dannes slagg. Restprodukt fra forbrenningen vil bli aske (ca. 4 %, det samme som normalt finnes i utgangsmaterialet), og eventuelle rester hvis ufullstendig forbrenning har forekommet. Slagg og aske vil fordele seg med ca. 90 % slagg, og 10 % aske. Det produserte slagget vil inneholde en rest på ca. 1 % brennbart stoff. Slagget siktes, og sikteresten fraktes til deponi. Deler av slagget kan benyttes bl.a til veiprosjekter, bygg- og anleggsarbeider og på fyllinger. Noen fraksjoner av slagget vil gå til deponi.

Gjennom forbrenningsprosessen dannes det 11 - 59 kg (snitt 28 kg) røykrensingsprodukt per tonn blandet avfall behandlet. Ved brenning av kun organisk avfall vil denne fraksjonen bli mindre, ca. 7 kg/tonn. Røykrensingsproduktet må deponeres.

Varme produsert i prosessen kan nyttiggjøres direkte gjennom et fjernvarmeanlegg med oppvarmet vann eller luft, eller den kan omsettes til elektrisk energi. Omdanning til elektrisitet vil gi et mye mindre energiutbytte enn direkte utnyttelse av varmeenergien (ca. 30 % kan tas ut som elektrisitet). Lokalisering i forhold til potensielle varmekunder vil være avgjørende for hvilken form varmeenergien kan nyttiggjøres. Energiutbyttet fra forbrenningsprosessen er i størrelsesorden 4500 - 8 000 Nm³/ tonn avfall (blandet avfall) (Miljøstyrelsen, 1993), eller ca. 2.4 Mwh/tonn blandet avfall forbrent (Hustad, 1994) For organisk avfall er energiutbyttet i størrelsesorden 2 000 Nm³/ tonn.

2.4.3 Innsamling, sortering og avfallstyper

I utgangspunktet kan alt avfall forbrennes. Den politiske føringen tilsier at avfall som kan gjenvinnes bør separeres fra og benyttes til andre formål. Avfallsfraksjoner som alle skal forbrennes trenger ikke kildesorteres, da dette bare vil bli et fordyrende ledd i avfallsbehandlingen. Den organiske fraksjonen av husholdningsavfall har liten brennverdi sammenlignet med restavfallet. Energigevinsten blir dermed mindre. Forbrenning av kun den organiske fraksjonen av avfallet vil følgelig være en dårlig løsning.

Det kreves ingen sortering eller forbehandling av avfall før det forbrennes.

2.4.4 Miljøbelastninger

Miljøbelastninger i forbindelse med forbrenningsanlegg er hovedsaklig knyttet til utslipp til vann og til luft. Utslipp til vann er i utgangspunktet knyttet til våtvaskesystemer. For planlagt forbrenningsanlegg i Bergen dreier det seg om et utslipp

på ca. 250 l vann/tonn avfall. Gjennom SFT's Veiledning (95:13), "Forbrenningsanlegg, veiledning for saksbehandlere" blir det stilt følgende krav til vann ved utslipp til kommunalt nett:

Komponent	tillatte utslippsverdier	Målefrekvens
pH	6 - 10	kontinuerlig
Hg	0,002 mg/l	1 gang per uke
Cd	0,005 mg/l	1 gang per måned
Pb	0,05 mg/l	1 gang per måned
Suspendert stoff (SS)	10 mg/l	1 gang per måned
Temperatur	< 50°C	1 gang per måned

Alle komponentene, unntatt pH, måles fra en ukeblandeprobe. Kommunale krav til utslipp av sulfat og klorioner vil også bli satt. Målefrekvensen for disse tilsvarer de øvrige komponentene. Mulige krav til utslipp av dioksiner kan også bli inkludert (Bergen kommune renholdsverket, 1995).

Utslipp til luft fra forbrenningsprosessen er også regulert. Av spesiell viktighet er utslipp av dioksiner. For å kunne møte nye strenge retningslinjer til utslipp av dioksiner vil det være nødvendig å rense røykgassen i et rensesystem basert på våtskrubber og posefilter. Gjennom slike tiltak oppnås det også en meget høy rensegrad for støv og partikkelbundne mikroforurensninger som tungmetaller og en del organiske forbindelser.

Utslippstandarder til luft for eksisterende anlegg i Norge, samt planlagte utslippsstandarder og antatte driftsverdier for planlagt forbrenningsanlegg i Bergen er som følger (Bergen kommune renholdsverket, 1995):

Røykgassparameter	FREVAR og andre anlegg i Norge	Revidert konsesjon for Bergen*	Antatt driftsverdi for Bergen
Støv (partikler)	30 mg/Nm ³ (12 timer)	30 mg/Nm ³ (12 timer)	10 mg/Nm ³ (døgn)
HCl	50 mg/Nm ³ (12 timer)	50 mg/Nm ³ (12 timer)	3 mg/Nm ³ (døgn)
CO	100 mg/Nm ³ (12 timer)	100 mg/Nm ³ (12 timer)	30 mg/Nm ³ (døgn)
NO _x			300 mg/Nm ³ (døgn)
TOC		20 mg/Nm ³ (12 timer)	4 mg/Nm ³ (døgn)
SO _x	200/300 mg/Nm ³ (t/d)	200 mg/Nm ³ (12 timer)	100 mg/Nm ³ (døgn)
HF	2 mg/Nm ³ (døgn)	2 mg/Nm ³ (12 timer)	0,3 mg/Nm ³ (døgn)
Hg	0,05 mg/Nm ³ (12 timer)	0,05 mg/Nm ³ (12 timer)	0,02 mg/Nm ³ (døgn)
Cd + Ti	0,05 mg/Nm ³ (12 timer)	0,05 mg/Nm ³ (12 timer)	0,01 mg/Nm ³ (døgn)
Andre tungmetaller		0,5 mg/Nm ³ (12 timer)	0,1 mg/Nm ³ (døgn)
Dioksiner	2,0 ng/Nm ³ (døgn)	0,1 ng/Nm ³ (12 timer)	0,1 ng/Nm ³ (døgn)

* Søknad om revidert konsesjon for Bergen er ikke ferdigbehandlet, oppgitt er søkte konsesjonsverdier.

Forbrenningsanlegget må ha et kjølesystem. Dette kan enten være nedkjøling ved vanngjennomstrømming eller ved gjennomstrømming av luft. Utslipp vil i begge tilfeller være forbundet med økt temperatur. Ved utslipp til luft vil det kunne gi seg utslag i økt/endret aktivitet av fugl i området. Ved vannkjøling vil det også dannes noe vanddamp som vil bli sluppet ut. Utslipp av miljøgifter vil ikke forekomme ved luftkjøling ettersom kjølesystemet er separert fra forbrenningssystemet. En temperaturøkning i vannet vil, ved vannkjøling, kunne påvirke resipienten ved utslipp. Effektene av dette må vurderes for aktuelle løsninger.

Ved forbrenning av blandet avfall dannes det CO₂ tilsvarende 275 CO₂ ekvivalenter/tonn avfall, tilsvarende verdier ved brenning av naturgass for energiformål er 141. Det vil altså dannes ca. 2 ganger mer drivhusgasser ved et forbrenningsanlegg enn ved brenning av naturgass når det produseres like store mengder energi.

Utslipp til luft og til vann er lavere ved forbrenning av bioavfall enn ved blandet avfall.

2.4.5 Kostnadsvurderinger

Samfunnsøkonomiske beregninger for Bergen viser at totale kostnader (inkludert kildesortering og økte transportkostnader) ved forbrenning av bioavfall blir lavere enn kompostering av tilsvarende avfall (Bergen kommune renholdsverket, 1995). Selve forbrenningsprosessen er dyrere enn kompostering, men ekstra innsamlingskostnader ved kildesortering av avfallet til kompostering, gjør at totalkostnadene ved dette alternativet er høyere. Miljøkostnadene ved de to alternativene er omtrent like store (Bergen kommune renholdsverket, 1995).

Invsteringskostander for et forbrenningsanlegg i Bergen (kapasitet 90 000 tonn/år) er ca. 550 - 560 millioner kroner for det lokaliseringalternativet som ser ut til å bli valgt (Rådalen). Investeringen blir da på ca. 6 200 kr/t kapasitet. Netto årskostander (inkluderer drift, transportkostnader, kapitalutgifter og energisalg) er estimert til ca. 66 millioner kr/år, eller ca. 735 kr/tonn avfall behandlet. Investering- og driftskostnader gjelder her for hele avfallsfraksjonen. Estimerer for behandling av kun organisk fraksjon foreligger ikke. Netto energigevinst vil imidlertid synke med økende andel våtorganisk avfall p.g.a. den lavere brennverdien. På den annen side vil det produseres mindre slaggmengder, og deponiutgiftene vil følgelig også reduseres. Deponiutgiftene vil bli i størrelsesorden 450 kr/tonn.

Investeringskostnadene ved etablering av forbrenningsanlegget i Trondheim (kapasitet 60 000 t/år) har totalt vært ca. 500 millioner kroner (inkludert varmeanlegg). Selve forbrennings- og rensesystemet svarer da for ca. 245 millioner kroner (Hustad, 1994).

Inntekter ved salg av el. energi er estimert til ca. 20 øre/kWh, salg av varme er estimert til ca. 25 øre/kWh. Dette er relativt lave salgsverdier sammenlignet med det som oppnås i deler av Europa forøvrig. Estimerer for Danmark (Miljøstyrelsen, 1993) er en utsalgspris på varmeenergi på 30 dkr/GJ. Brenning av blandet avfall ved de 7 største forbrenningsanleggene i Norge produserer energi til en verdi av ca. 250 kr/tonn avfall

forbrent (Hustad, 1994). Utnyttelsesgraden av energien vil variere. Ved omdanning til elektrisk energi kan man regne med en omsetningseffektivitet på 30 - 35 %.

Kostnader ved anlegg i Vega, Danmark: Anlegg for behandling av 50 000 tonn blandet avfall/år, Investering 120 000 000 dkr (2400 dkr/t behandlingskapasitet). Årlige kapitalkostnader blir 250 kr/t, driftskostnader: 320 dkr/t, totale kostnader: 570 dkr/t. I tillegg vil det bli inntekter fra salg av energi - for Danmark er dette beregnet til 250 kr/t. Generelt er det estimert et investeringsbehov på 2 500 - 3 500 dkr/tonn kapasitet.

2.5 Produksjon av fast brensel

Hvorvidt det er mulig å bruke deler av det organiske husholdningsavfallet som brensel i en eller annen form er også av interesse. For eksempel er det vurdert (NOAS, 1996), om tørkede pellets produsert ved biogassanlegget i Mekjarvik kan benyttes som brensel i lokale forbrenningsanlegg. Det er da fokusert på en del aktuelle varmekunder i Stavangerområdet, som f.eks sentralsykehuset i Rogaland, Ringnes Tou og Agro fellesslakteri. Det vil sannsynligvis være mulig å omdanne også bioavfall til brenselbriketter for bruk i sentrale forbrenningsovner.

Det er trolig vel så aktuelt å la hageavfallsfraksjonen (kvister, busker, greiner etc.) inngå som en ressurs i fast brensel. For eksempel via spesialiserte systemer, som Cambi prosessen, der det produseres et pellets produkt fra flis o.l. Forøvrig blir hageavfall hovedsaklig benyttet ved kompostering eller det blir brukt til flis som benyttes som dekkmateriale i parkanlegg, eller eventuelt blandes i jord som et jordforbedringsmiddel. Foruten dette produseres det bl.a. ved Søndre Vestfold Avfallsselskap (SVA) og Hålogaland Ressurslag (HRL) fast brensel fra restavfall, først og fremst papir, papp, plast, tøyrester etc., som ikke inngår i den avfallsfraksjonen som omfattes av dette prosjektet. Det ferdige produktet ved SVA har for tiden en brennverdi på ca. 22.5 MJ/kg og selges til Sande Paper Mill til ca. 180 - 190 kr/tonn (Glenne, SVA, pers. oppl.) Hageavfall og bioavfall generelt er imidlertid lite egnet til å inngå som en del i et slikt produkt (Glenne, SVA, pers. oppl., Hustad, NTH, pers. oppl.).

2.5.1 Teknologiske prosesser og produkter

Vi vil her kort presentere pellets prosessen fra Cambi som et eksempel på en alternativ utnyttelse av hageavfall og trevirke som fast brensel.

Bioenergi fra pellets: Cambi-prosessen

Energipellets er trevirke som er komprimert til standardstørrelser, og som har et standardisert fuktighetsnivå og askeinnhold. I prosessen blir flis av trevirke behandlet med høytrykksdamp, tørket og pelletert. Under dampbehandlingen blir flis omdannet til en tremasse der cellulose, hemicellulose og lignin (naturlige bestanddeler i trevirke) blir fristilt. Ved tørking og pelletering vil det fristillte ligninget virke som et bindemiddel, og

det produseres dermed pellets med høy volumvekt, høy grad av fasthet, og som ikke er tilsatt ekstra bindemidler som kan virke forurensende. Energiinnholdet per volumenhet av produktet vil være ca. 5 ganger høyere enn i uforedlet treflis (Cambi - produktinformasjon).

Materiale som kan benyttes er ulike typer trevirke som sagflis, bark, skogsflis og annet trevirke med lav verdi (maling- og impregneringsbehandlet trevirke er lite ønskelig pga. forurensing og avgasser ved brenning av pelletsproduktet).

Pelletsproduktet kan benyttes i alle typer fyrkjeler (kaminovner, kullfyringsanlegg mm.) som et alternativ til olje og kull.

Det er i utgangspunktet kun hageavfallsfraksjonen av organisk avfall som er aktuell for produksjon av fast brensel gjennom Cambi-prosessen (Holte, Cambi, pers. oppl.).

Hvilke avfallsfraksjoner som kan inngå som del av et brenselprodukt avhenger for en stor grad av forbrenningsanlegget hvor brenselproduktet omsettes. For omsetning i sentrale forbrenningsovner med tilstrekkelig rensing av røykgass og uttak av deponirest kan også andre avfallsfraksjoner enn hageavfall tenkes å inngå, slik som skissert av NOAS (1996), der det tørkede slamproduktet fra Mekjarvikanlegget foreslås benyttet som brensel i egnede forbrenningsovner. Det kan da være aktuelt å forbehandle avfall som f.eks. ved Herhofs tørrstabiliseringsprosess, eller ved prosessene som utføres ved SVA og HRL for å få et produkt som lettere kan transporteres og lagres før forbrenning.

Miljøbelastninger ved produksjon av fast brensel fra hageavfall gjennom Cambi-prosessen er først og fremst forbruk av energi ved oppkutting, oppvarming, tørking og pelletering. Siden kun reint trevirke er ønskelig vil det bli lite forurensingskilder eller restavfall.

3. Sammenligning av alternativer

De ulike behandlingsalternativene vil i det følgende bli sammenlignet utifra miljøpåvirkninger, økonomi (både investeringsbehov, driftskostander og transportøkonomiske kostnader) samt avfallsfraksjoner og behov for kildesortering. Først presenteres en mer generell diskusjon av parametre som vil ha en innvirkning på valg av behandlingsalternativ. Dette summeres så opp i kapittel 4, og spesielt i tabellene 4.1 - 4.3.

3.1 Miljø

Miljøbelastninger inkluderer utslipp til luft og til vann, nærmiljøulemper, arbeidsmiljøaspekter og hygieniske aspekter ved prosess og ved produkter.

Utslipp til luft

Miljøkostnader ved avfallshåndtering er hovedsaklig knyttet til utslipp, og da spesielt til utslipp av klimagasser som CO₂ og CH₄, og tildels NO_x (SFT, 95:16), etterfulgt av andre helseskadelige eller forsurende gasser, organisk materiale, samt nitrogen og fosfor. Storparten, opp til 98%, av det organisk omsatte materialet blir til gass, mens de resterende 2%, bestående av mellomprodukter av nedbrytningen, avgis til sigevann (SFT, 95:11).

Globale miljøbelastninger forbundet med direkte utslipp av drivhusgasser vil forekomme ved de fleste prosessene, unntatt ved produksjon av fôr. Ved anaerob reaktorbehandling (gjelder også ved produksjon av pellets) vil man kunne nyttiggjøre seg energien som produseres som metan, ved at biogassen omsettes til elektrisk energi eller brukes direkte via et gassnettverk. Utslipp vil dermed være forbundet med en energigivende prosess. Ved forbrenning omsettes avfallet under produksjon av energi i form av varmeenergi. Denne varmeenergien kan benyttes direkte, eller den kan omdannes til elektrisk energi. Ved kompostering omdannes også avfallet til CO₂, men det er ikke mulig å ta ut noe omsettbare energi fra prosessen. Alle prosessene forbruker energi. Energiforbruket er størst ved forbrenning, fulgt av fôrproduksjon og anaerob reaktorteknologi. For anaerob reaktorteknologi og forbrenning vil imidlertid energiproduksjonen overstige energiforbruket med i størrelsesorden 2 - 10 ganger (overskuddet er størst ved produksjon av biogass i et anaerobt reaktoranlegg). Hvis biogass produsert ved et anaerobt reaktoranlegg slippes ut til luft, og ikke benyttes til energiformål, vil utslippene av drivhusgasser bli store. Dette er imidlertid en uaktuell løsning. Biogassen vil bli utnyttet som en ressurs, eller i alle fall bli brent. Produsert fôr vil, når det konsumeres, også ende opp som bl.a. CO₂, men utslipp fra selve fôrproduksjonen vil være minimale. Bruk av miljøfôr vil også erstatte kraftfôr, og dermed redusere totale utslipp.

Ved alle behandlingsalternativene dannes det et nyttbart produkt som kan erstatte andre produkter (dette gjelder både kompost/jordforbedringsprodukt, fôr og biogass). Hvorvidt man kan hevde at prosessene følgelig er klimagassnøytrale eller ei, kan diskuteres. Tilfellet er at ved fullstendig mineralisering av organisk husholdningsavfall er det potensiale for å danne 750 kg CO₂ /tonn avfall omsatt (Leknes *et al.*, 1995). Dette potensialet er uavhengig av behandlingsalternativene. En fullstendig mineralisering vil ikke forekomme under en komposteringsprosess, men mineraliseringsprosessen vil fortsette når kompostproduktet anvendes, og det vil på sikt inntreffe en fullstendig mineralisering. Dette er også tilfellet ved anaerob nedbrytning i et biogassanlegg. Ved forbrenning vil en fullstendig mineralisering skje under behandlingen.

Ved anaerob nedbrytning i et biogassanlegg vil det dannes 50 - 80 % metan istedenfor CO₂. Når dette omsettes til energi vil karbonet i metan omsettes til CO₂. Totalt utslipp av klimagassen CO₂ vil følgelig bli det samme. Energiproduksjonen fra biogass erstatter annen produsert energi. Ved sammenligning med brenning av naturgass, vil man kunne få ut ca. halvparten så mye energien ved å brenne biogass (lavt estimat). Dvs. at brenning av to tonn biogass vil erstatte minst ett tonn naturgass eller tilsvarende. Totale utslipp av klimagassen CO₂ vil dermed bli redusert ved at forbruket av den ikke fornybare naturgassen eller tilsvarende energikilde, blir redusert.

Det er gjort flere tilnærminger mot å økonomisk tallfeste effekter av utslipp av klimagasser og andre miljøeffekter (Leknes *et al.*, 1995, SFT, 95:16). Hvilke estimater som er mest realistiske avhenger av mange faktorer. For en mer inngående diskusjon av dette henvises til de to refererte rapportene.

Globale, samfunnsmessige kostnader ved utslipp av ett tonn CO₂ er beregnet til 36 kroner, tilsvarende for metan er 715 kr/tonn. Kostestimatet er da basert på endringer i klimaet som resultat av klimagassutslippet. Basert på den nåværende CO₂ avgiften for bensin er prisen 375 kr/tonn for CO₂. Tilsvarende kostnad for CH₄, beregnet utifra at metan har et CO₂ potensiale (globalt oppvarmingspotensiale) som er 14 ganger høyere enn CO₂ (Leknes *et al.*, 1995), blir 5 300 kr/tonn. Det er imidlertid ikke aktuelt å slippe ut metan (annet enn ved dårlig styrt kompostering eller ufullstendig forbrenning av biogass - hvorvidt dette vil forekomme er vanskelig å forutsi, men slike utslipp må antas ikke å forekomme).

Forenklet vil man eksempelvis kunne si at fullstendig mineralisering av 1 tonn organisk materiale, som gir 750 kg CO₂, og energi til å erstatte 0.5 tonn naturgass, vil gi reduksjon i totale utslipp av CO₂ på 375 kg/tonn (forutsetter da for enkelhets skyld at omsetning av 1 tonn naturgass gir like mye CO₂ ved fullstendig mineralisering som bioavfall, dvs. 750 kg/t). Dvs. at sparte miljøkostnader ved omsetning i et biogassanlegg tilsvarer 13.5 eller 140 kr/t organisk materiale innlevert avhengig av hvilket kostnadsgrunnlag som benyttes (hhv. 36 eller 375 kr/t).

Andre miljøgasser som blir dannet inkluderer SO_x- og NO_x-forbindelser som kan dannes i små mengder både ved anaerob reaktorbehandling, kompostering og forbrenning. Forskjell i utslipp mellom de ulike behandlingsmetodene er i utgangspunktet små. Forskjellene kan bli like store ved valg av forskjellige systemer innen behandlingsalternativene.

Ved forbrenning spesielt dannes det dioksiner som, selv ved svært lave konsentrasjoner, har en meget uheldig virkning på miljøet. Gode rensesystemer for røykgass er imidlertid med på å holde dioksinutslippet lavt.

Utslipp til vann

Utslipp av forurenset vann forekommer i svært liten grad ved forproduksjon. Utslipet er også lavt ved kompostering. Ved forbrenning er utslipp hovedsaklig knyttet til rensesanlegg for røykgass, mens det ved anaerobe reaktoranlegg produseres tildels store mengder restvann fra prosessen (100 - 800 l/t avfall behandlet). Vannfraksjonen, både ved anaerob behandling og ved forbrenning vil fremkomme i en lukket prosess og kan dermed lett renses før den ledes til kommunalt nett. Vannfraksjonen som dannes ved kompostering vil, avhengig av komposteringssystemet, kunne samles opp og renses før den ledes til kommunalt nett. Ved en lavteknologisk prosess med liten grad av styring kan det imidlertid være vanskeligere å samle opp vannfraksjonen. Utslipp til sigevann/grunnvann kan da forekomme.

Hygieniske aspekter

Hygieniske aspekter ved avfallsbehandling er tilstrekkelig ivaretatt ved forbrenning og forproduksjon. De er også godt nok ivaretatt gjennom en kontrollert kompostering. Ved biogassanlegg kjøres prosessen ved forskjellige temperaturer (enten meso- eller termofil). Ved en termofil prosess er hygienisering ivaretatt gjennom prosessen, ved mesofile systemer er det praktisk enkelt å inkludere et hygieniseringstrinn ved en ekstra for- eller etterbehandling av avfallet.

Nærmiljøulempen

Nærmiljøulempen vil avhenge av hvor stor del av prosessen, og hvilken deler av prosessen som er lukket. I et lukket biogassanlegg, ved forbrenning og ved produksjon av for vil følgelig ulempene være små. Ved valg av et komposteringsanlegg der størstedelen av prosessen skjer samlet i et lukket system vil ulempene også være små, men ved mer lavteknologiske løsninger kan ulempene bli signifikante. Nærmiljøulempen inkluderer i hovedsak lukt, men også støv, støy, flygeavfall og skadedyrplager kan forekomme. Luktulempen kan forekomme på flere stadier i prosessen, som f.eks ved mottak, mellomlagring, nedbrytning og etterbehandling. Plagene kan forventes å være størst ved mottak og eventuell mellomlagring før behandling samt ved en dårlig styrt eller ufullstendig nedbrytningsprosess. Lukt fra anlegget reduseres ved å lede luften fra prosessen via et biofilter e.l. Støyplager vil i hovedsak være forbundet med transport til og fra anlegget og fra motorer, mekaniske innretninger etc. som benyttes under prosessen. Støynivået forventes ikke å variere mye mellom de ulike behandlingsalternativene, men ulemper med støy fra transport vil naturlig nok variere etter hvor stor andel avfall som tilføres anlegget.

Arbeidsmiljøulemper

Et godt arbeidsmiljø kan ivaretas ved samtlige behandlingsalternativer. Igjen vil valg av systemer innenfor de ulike behandlingsalternativene være viktigst. Mest utsatt vil man være i et komposteringsanlegg der de ansatte må oppholde seg i atmosfæren der selve intensiv/hovedkomposteringen skjer. Innebygging og automatisering vil redusere belastningen.

3.2 Økonomi

Økonomiske aspekter relatert til investering og drift, samt transportøkonomiske vurderinger er omtalt.

Investeringskostnader

Investeringsbehovet varierer mye mellom de ulike behandlingsalternativene.

Alternativene med produksjon av fôr og brenselbriketter kan begge tenkes tilknyttet eksisterende anlegg. Investeringen vil dermed bli lave, ettersom det sannsynligvis vil være tilstrekkelig med bare mindre justeringer eller ekstrainvesteringer for å kunne håndtere de økte avfallsmengdene. Etablering av nye anlegg basert på de samme prinsippene er også aktuelt. Det vil da være mulig å velge den transportøkonomisk beste lokaliteten, og anleggskapasiteten kan lettere tilpasses til å kunne utvides ved økende behov. For produksjon av pellets til kompost eller brensel (Mekjarvik-modellen) vil investeringsbehovet ved etablering av et nytt anlegg være i samme størrelsesorden som ved andre biogassanlegg.

Det er lite aktuelt å etablere et forbrenningsanlegg for håndtering av kun organisk avfall. Et eventuelt forbrenningsanlegg vil derfor dimensjoneres for mye større avfallsmengder. Investeringsbehovet må følgelig sees i relasjon til dette. Investeringskostandene ved det planlagte anlegget i Bergen vil være i størrelsesorden 6 200 kr/tonn kapasitet, total kapaistet er 90 000 tonn/år (Bergen kommune renholdsverket, 1995). Dette er forøvrig noe høyere enn kostandene ved etablering av forbrenningsanlegg i Danmark (Miljøstyrelsen, 1993). Et anlegg med en kapasitet på 50 000 tonn avfall/år hadde et investeringsbehov på ca. 120 millioner danske kroner, eller 2 400 danske kroner/tonn kapasitet i 1991.

Investeringsbehovet ved et høyteknologisk komposteringssystem ser ut til å komme noe gunstigere ut enn tilsvarende investering for et biogassanlegg basert på de få erfaringene og kostnadsestimater som er fremkommet for norske forhold (jfr. avsnitt 2.1.5 og 2.2.5). Estimerte investeringskostander ved et bingekomposteringsanlegg med en kapasitet på ca. 18 000 t/år er i størrelsesorden 1 700 kr/tonn kapasitet (SFT, 95:12), et mer avansert reaktorkomposteringssystem krever investeringskostander i størrelsesorden 4000 kr/tonn kapasitet (IVAR, 1994). Tilsvarende kostnadsestimater for et biogassanlegg (Miljøstyrelsen, 1993) er ca. 4 200 kr/tonn kapasitet. Kostnadsnivået varierer mye fra

land til land, og ligger generelt i Europa (med hovedvekt på Tyskland) mye høyere enn det som er estimert for de relativt få anleggene som er bygget og planlagt i Norge. Investeringsbehovet for høyteknologiske komposteringsanlegg og biogassanlegg ser der ut til å være i omtrent samme størrelsesorden, rundt 4 000 - 4 500 kr/tonn kapasitet (ved 15 000 - 20 000 tonn kapasitet) (Gessler og Keller, 1995, Pahl og Rummer, 1995).

Spesifikke kostandsforespørsler for aktuelle løsninger bør inkluderes for å kunne gi et mer nøyaktig estimat over investeringskostander for ulike anlegg.

Investeringskostander bør også sees i relasjon til driftssikkerhet, utbyggingsmuligheter og kapasitetsutnyttelse av anlegget. Disse aspektene vil muligens ivaretas best ved enkelte typer komposteringsanlegg.

Driftskostnader

Også driftskostnadene varierer mye mellom og innen de ulike behandlingsalternativene.

Ved produksjon av fôr betaler leverandøren av avfallet i dag en avgift i størrelsesorden 250 - 400 kr/tonn. Selve produksjonskostandene er i størrelsesorden 500 - 700 kr/kg, men resten av kostnadene dekkes opp gjennom salg av fôr. Leveringsavgiften vil reflektere utsalgsprisen på miljøfôret, som igjen er avhengig av prisen på kraftfôr. Avgiften kan dermed øke hvis kraftfôrprisen synker. Avgiften vil imidlertid ikke kunne overstige produksjonskostandene av fôret. Ved etablering av et nytt anlegg enten for egen drift, eller i samarbeid med andre, vil kapitalkostander komme i tillegg.

Driftskostander (inkluderer drift og kapitalkostnader, transportkostander er ikke inkludert) ved forbrenning av blandet avfall vil ligge i størrelsesorden 500 - 750 kr/tonn. I tillegg kommer inntekter ved salg av energi. Ved forbrenning av bioavfall er disse estimert til ca. 40 kr/t for det planlagte anlegget i Bergen (Bergen kommune Renholdsverket, 1995). Siden investeringsbehovet er svært høyt ved etablering av et forbrenningsanlegg vil kapitalkostnader utgjøre en relativt stor del av driftskostandene.

Driftskostander ved et biogassanlegg er oppgitt til å være i størrelsesorden 350 - 700 kr/tonn avfall. Salg av biogass er da inkludert. Intektene ved salg av biogass i hhv. Danmark og Tyskland må imidlertid antas å være høyere enn hva som er realistisk for norske forhold. Driftsutgiftene kan dermed være noe underestimerte. (Estimerte driftsurgifter for tre alternative biogassanlegg med en kapasitet på 23 000 tonn organisk avfall/år i Bergen er alle anslått til rundt 700 kr/tonn) (Bergen Renholdsverk, 1994).

Tilsvarende beregnede driftskostander for lukkede komposteringsanlegg er ca. 310 - 430 kr/tonn (Bergen Renholdsverk, 1994). Dette er i samme størrelsesorden som beregnede driftskostander for et lukket rankekomposteringsanlegg med en kapasitet på 18 000 t/år (424 kr/t) (SFT, 95:12). Tilsvarende kostnader ved europeiske anlegg (Tyskland, Nederland ligger i størrelsesorden 750 - 1100 kroner (Pahl og Rummer, 1995).

Driftskostnadene gjenspeiler bl.a. avgifter ved deponering og forbrenning etc. Disse varierer, og kan forventes å stige ettersom det blir en stadig sterkere fokusering på gjenvinning og ressursutnyttelse.

Transportøkonomiske vurderinger

Hver enkelt kommune er ansvarlig for transport av kommunens avfall til avfallsbehandlingsanlegget. Som et utgangspunkt kan man se på de avfallsinnsamlingsrutinene som eksisterer i dag. I de påfølgende vurderingene er det tatt utgangspunkt først og fremst i Stavanger og Sandnes kommuner, som tilsammen utgjør 65 - 70 % av IVAR - regionen basert på innbyggerantall og estimerte avfallsmengder. Disse impliserer tømming av én beholder hver uke, og en ekstra tømming av papirbeholder én gang i måneden. For Stavanger kommune utgjør dette totalt 20 komprimatorbiler, hvorav 4 biler kontinuerlig blir benyttet til innsamling av papiravfall (S. Larsen, pers. oppl.). De resterende 16 bilene benyttes idag til innsamling av restavfall. Ved en delt ordning med innsamling av bioavfall og restavfall annenhver uke, vil transportbehovet bli det samme. Tilsvarende behov for Sandnes er totalt 8 biler hver dag. (Dette er basert på 250 tømmedager i året).

Ved en endring av dagens innsamlingsrutiner til innsamling av bioavfall (organisk husholdningsavfall og hage- og grøntavfall) og restavfall annenhver uke, og papir én gang i måneden, vil tømmefrekvensen bli uforandret fra dagens situasjon. For noen av de alternative metodene for avfallsbehandling (se over) kan det være nødvendig eller ønskelig, utifra prosess og / eller produkter, å operere med mer enn tre avfallsfraksjoner. For å få en optimal anaerob nedbrytningsprosess (i biogassanlegg) kan det, ved noen systemer, være ønskelig å redusere andelen av hage- og grøntavfall i bioavfallet. Dette vil også gjelde for det eksisterende anlegget på Mekjarvik for produksjon av brenselbriketter. Ved forproduksjon vil det være helt nødvendig å unngå hageavfall og bleier i matavfallsfraksjonen.

Totale transportkostander vil være avhengig av transportavstanden og av tømmefrekvensen. Tømmefrekvensen vil bli påvirket av hvilket behandlingsalternativ som blir valgt.

Hvis en anaerob reaktorprosess blir valgt som endelig behandlingsalternativ vil andelen av hage- og grøntavfall i bioavfallet kunne reduseres betraktelig hvis det f.eks. settes ut samlecontainere el.l for private husstander i høysesongen om våren og på høsten. Det kan også oppfordres til egenkompostering av denne avfallsfraksjonen. En mulighet vil også være at denne fraksjonen inngår direkte som en del av restavfallet, men dette materialet bør kunne utnyttes bedre, f.eks. ved en separat lavteknologisk komposteringsprosess. Ved innsamling av matavfall til forproduksjon blir det nødvendig å unngå hage- og grøntavfall i matavfallsfraksjonen fullstendig. Det kan også bli aktuelt med mer hyppig innsamling av matavfallsfraksjonen spesielt i sommermånedene (se avsnitt 2.3.3), dette for å sikre en god kvalitet på fôrråstoffet og for å unngå lukt og lignende ved innsamling.

I Stavanger kommune gjennomføres det hver vår en hageavfallsaksjon der det samles inn hageavfall fra private husholdninger. I løpet av en 5 ukers periode i april/mai samles det inn ca. 450 tonn hageavfall som omsettes ved kompostering. Ved ordningen benyttes det 30 containere som plasseres ut i alle bydeler i kommunen (8 lokaliteter). Innbyggerne har anledning til å levere hageavfall til disse uten ekstra omkostninger.

Aksjonen koster ca. 600 000 kr/år. Leie av containere beløper seg til ca. 20kr/døgn, ved henting og bringing av container og avfall er kostnaden ca. 450 kr/døgn. Hver container rommer 5 - 8 m³, tilsvarende ca. 500 kg hageavfall. Ved egen levering av hageavfall til Sele avfallsplass betales det 130 kr/tonn, eller 50 kr/lass ved mindre kvanta (bruk av tilhenger etc.) (Ofteidal, pers. oppl.).

Lokalisering av avfallsbehandlingsanlegg vil også få store implikasjoner for leveringskostnadene. F.eks vil merkostnader for Stavanger og Sandnes kommuner ved lokalisering av et anlegg på Sele i forhold til mulig lokalitet på Bærheim (bioavfall + restavfall) bli ca. 1 140 000 kr/år. Det er da lagt til grunn en ekstra transportdistanse på hhv. 10 og 6 km for de to kommunene, totalt 22 komprimatorbiler/dag, og en transportpris på 11.60 kr/km. (Tallene er basert på forprosjektet "Sentralkompostering - valg av komposteringsmetode og lokalisering", IVAR, 1994, og er oppdatert i henhold til "totalkostnadsindekser for lastebiltransport" for 4. kvartal 1995, som viser en prosentvis økning på ca. 5,5 % fra tidligere beregninger).

Den transportøkonomisk mest gunstige løsningen for Stavanger, Sandnes og Sola vil bli levering av avfall til Bærheim pga. lokaliseringen. Transport av matavfall til Agro, Grødaland (Hå) vil gi stor økning i transportkostnadene, da transportavstanden vil bli 35 - 40 km ekstra hver vei. Merkostnadene bare for Stavanger kommune vil da bli i størrelsesorden 1 600 000 kr/år, hvis Hå velges som et alternativ til Bærheim (forutsetter like stort antall komprimatorbiler til kun matavfall).

Transport av bioavfall til Mekjarvik for brenselpellets vil også gi transportøkonomiske merkostnader for Stavanger kommune med den nåværende organiseringen (basen for renovasjonsbilene er på Forus). Gjennomsnittlig kjørelengde vil øke fra 12 km til ca. 20 km (merkostnader, 8 turer/dag; 370 000 kr). En relokalisering av basen vil imidlertid være en mulighet som vil redusere disse kostnadene. Transport til Mekjarvik vil være en ulempe (transportøkonomisk) for Sandnes, Sola, og de kommunene som ligger lengre sør, men en fordel for Randaberg (S. Larsen, pers. oppl.).

3.3 Avfallsfraksjoner og behov for kildesortering

Førproduksjon er det behandlingsalternativet som krever størst grad av kildesortering, og som følgelig fører til størst restfraksjon av organisk avfall fra husholdningsavfall. Behovet for en alternativ behandlingsmetode for restorganisk avfall er derfor størst hvis dette alternativet blir valgt. "Hageaksjoner" eller tilsvarende for innsamling av hage- og grøntavfall bør uansett fortsette, dette for å få en maksimal utnyttelse av denne ressursen. Avsetning av øvrig organisk restavfall må vurderes, men deponering bør kunne aksepteres. Hvis førproduksjon kombineres med forbrenningsanlegg for restavfall vil imidlertid også restfraksjonen av organisk husholdningsavfall kunne forbrennes. Det vil likevel kunne være aktuelt med separat innsamling av hage- og grøntavfall.

Også ved produksjon av pellets, hvis eksisterende anlegg på Mekjarvik eller tilsvarende benyttes, vil det være ønskelig å redusere andelen av hage- og grøntavfall, øvrig

organisk avfall kan omsettes i prosessen. Igjen vil separat innsamling av hage- og grøntavfall være mulig og ønskelig. Dette gjelder også for noen alternative biogassystemer. Ved valg av andre biogassystemer vil imidlertid hage- og grøntavfallet kunne inkluderes i hele reaktorprosessen.

Ved kompostering kan alt bioavfallet inkludert hage- og grøntavfall samles inn og omsettes samlet. Hage- og grøntavfallet vil utgjøre nyttig strukturmateriale i kompostråmaterialet.

Ved forbrenning er det i utgangspunktet ikke nødvendig å kildesortere noe organisk avfall, da alt vil omsettes på en tilfredsstillende måte gjennom prosessen. Utnyttelse av matavfall som en ressurs i forproduksjon, og eventuelt hage- og grøntavfall til kompost vil likevel kunne være aktuelt. Hvis dette ikke medfører stor økning i innsamlings- og transportkostnader (dette vil avhenge av hvilke løsninger som blir valgt) vil det kunne bli økonomisk fordelaktig å sortere ut en eller begge av disse fraksjonene. I dette tilfellet må det også tas i betraktning den generelle holdningen SFT har til at forbrenning av organisk avfall bør unngås så sant det er økonomisk og praktisk mulig (Olsen og Bakken, 1996).

Når det gjelder bleiefraksjonen er det vanskelig å trekke noen direkte konklusjoner, bl.a. fordi det eksisterer lite opplysninger om egnethet av dette ved forskjellige avfallsbehandlingsmetoder. Det som er helt klart er at bleiefraksjonen ikke kan inngå som forråstoff, mens den kan inngå som en del av forbrenningsavfall. Omsetning av bleier i biogassanlegg er svært lite omtalt. Det bør dog kunne antas at med den riktige forbehandlingen (oppdeling etc.) kan denne fraksjonen også brytes ned i lag med generelt bioavfall. Hvorvidt det vil påvirke kvaliteten av sluttproduktet er vanskelig å si, men det kan ikke utelukkes. Planlagt bruk av sluttproduktet bør derfor være en medvirkende beslutningsparameter. P.g.a. det lavere vanninnholdet i bleier enn i bioavfall generelt, er det i utgangspunktet kanskje mest aktuelt ved valg av systemer som er basert på tørre eller semitørre prosesser.

Noe mer erfaringer eksisterer for tilsetning av bleier til kompostråstoff. Erfaringer gjort i Tyskland (Wiemer og Kern, 1991) tilsier at opp til 10 % (vekt) av bleier i bioavfall omsettes på en tilfredsstillende måte, og gir et kompostsluttprodukt som også er tilfredsstillende. Hygieniske krav ble oppfylt. Noe forhøyede verdier av sink, antagelig et resultat av at sinksalve er benyttet, ble målt. Økningen var imidlertid ikke større enn at kompostproduktet fortsatt tilfredstiller de krav og retningslinjer som er aktuelle. Motstand mot kompostering av bleier er følgelig mer ett estetisk spørsmål enn begrensninger i prosessen. Erfaringer gjort i GLØR - regionen (Antonsen, pers. oppl) viser at kompostering (åpent rankekomposteringssystem) av bleier er uproblematisk.

4. Oppsummering og konklusjon

På bakgrunn av det som er fremkommet i rapporten er det mange mulige løsninger for behandling av den organiske fraksjonen av husholdningsavfallet som samles inn i IVAR- kommunene. Forskjellene mellom fem alternativer, -høyteknologisk kompostering på Bærheim, -biogassanlegg på Bærheim, -fôrproduksjon på Grødalaland, -sambehandling med slam på Mekjarvik og forbrenningsanlegg (for totalt husholdningsavfall) på Bærheim er skissert i tabell 4.1 - 4.3. Det er her lagt vekt på å sammenligne alternativene utfra generell metodologi, miljømessige og økonomiske vurderinger.

Vurdering av mellomliggnede løsninger, som etablering av nytt fôr-anlegg mer sentralt (f.eks. på Bærheim), kombinasjon av teknologier, som f.eks. kombinasjon av fôrproduksjon på Grødalaland og sambehandling med slam ved eksisterende anlegg på Mekjarvik, eller eventuelt valg av andre lokaliteter for de foreslåtte alternativene er ikke inkludert i tabell 4.1 - 4.3. Noen generelle vurderinger av mulige alternative løsninger er kort skissert. Valg av spesifikke systemer og muligheter og begrensninger for disse er heller ikke inkludert.

For å kunne trekke noen direkte konklusjoner på bakgrunn av økonomiske betraktninger er det nødvendig med mer inngående transportøkonomiske analyser samt mer spesifikke prisoverslag for forskjellige systemer og fabrikanter som kan være aktuelle. Opplysningene fremkommet i rapporten kan i hovedtrekk oppsummeres som følger:

- Alternativene med produksjon av fôr, samt produksjon av pellets, ved eksisterende anlegg er økonomisk fordelaktige utifra et lavt investeringsbehov. Driftskostnadene vil også kunne være konkurransedyktige med andre alternativer.
- Transportøkonomisk vil fôr- og pelletsproduksjon alternativene komme dårlig ut hver for seg, men en løsning med et delt avfallsbehandlingsalternativ for de sørlige og nordlige kommunene i IVAR-regionen kan være aktuelt utfra transportøkonomiske vurderinger. Behov og omsetningsmuligheter for fôr og pelletsprodukt må vurderes grundigere.
- Ved valg av fôr- og/eller pelletsproduksjon bør lavteknologisk kompostering av organisk restavfall og hageavfall implementeres. Muligheter for samkjøring med eksisterende anlegg i regi av park /idrettsvesenet el.l, fortsatt drift på Sele, eller etablering av nytt anlegg f. eks. på Bærheim bør vurderes.
- Kompostering av bioavfallet er et godt alternativ. En høyteknologisk prosess ser, først og fremst basert på miljømessige aspekter, ut til å være mest aktuell. Investerings- og driftsutgift nivået vil følgelig ikke være svært forskjellig fra det som vil fremkomme ved et biogassanlegg.
- Etablering av et biogassanlegg er bl.a. fra et miljømessig synspunkt et aktuelt alternativ. Kostnadsnivået antas imidlertid å ligge noe over det som kan forventes for et komposteringsanlegg.

- Investeringsbehovet ved et forbrenningsanlegg vil være høyt sammenlignet med samtlige alternative behandlingsmetoder. Et slikt anlegg vil ikke være aktuelt for brenning av kun organisk avfall, det må heller kunne forventes en politisk motvilje mot å akseptere brenning av våtorganisk avfall. Det vil uansett være nødvendig med mer inngående analyser av de reelle kostandene, når man inkluderer omsetningskostnader for totalt husholdningsavfall inkludert restavfall.
- Ved omsetning av alt organisk avfall samt restavfall i et forbrenningsanlegg vil transportkostandene være lavere enn for øvrige alternativer.

Sett utifra et miljømessig ståsted vil de fleste behandlingsalternativene kunne aksepteres. Alle systemvarianter vil imidlertid ikke være akseptable. En oppsummering av miljøbelastninger ved de ulike behandlingsalternativene vil bli som følger:

- Ved valg av gode systemer med tilstrekkelig oppsamling, rensing og deponering av restvann, gassfase og fast fase vil miljøhensyn ivaretas på en tilfredstillende måte ved alle de skisserte behandlingsalternativene.
- Kompostering kan ta hånd om størst andel av bioavfallet (forbrenning untatt), men systemet har også et større arealbehov, samt at det kan være vanskelig å redusere luktproblemer så effektivt som ved alternative systemer.
- Ved forproduksjon blir det lavest direkte utslipp av miljøgasser. Den største restfraksjonen av organisk avfall vil fremkomme ved dette alternativet.
- Ved et biogassanlegg produseres det en energikilde som kan erstatte annen ikkegjennvinnbar energi. Til tross for lave priser på elektrisitet vil dette gi en god ressursutnyttelse av avfallet. Det vil dannes en noe større restfraksjon organisk materiale enn ved kompostering ved at ikke like stor andel av det organiske avfallet kan behandles ved et biogassanlegg.
- Forbrenning kan behandle hele den organiske fraksjonen av avfall med produksjon av energi. Prosessen vil gi mindre transport, og følgelig et bedre miljøregnskap, men investeringsutgiftene er høye. En politisk motvilje mot å brenne bioavfall må tas i betraktning.

Tabell 4.1.1 Generell beskrivelse

Hovedalternativer:	A	B	C	D	E	Konklusjoner / prioriteringer
Innsamling og transport	Høyt teknologisk kompostering på Bærheim (bleier inkludert).	Biogassanlegg for kjøkkenavfall (inkl. bleier) på Bærheim, lavteknologisk hageavfallskompostering, og økt hjemmekompostering av hageavfall.	Førproduksjon på Grøtdal (matavfall), lavteknologisk hageavfallskompostering, og økt hjemmekompostering av hageavfall. Bleier til restavfall.	Sambehandling av slam og kjøkkenavfall (inkl. bleier) på Mekjarvik, eventuelt m/pellettering. Lavteknologisk hageavfallskompostering, og økt hjemmekompostering av hageavfall.	Forbrenningsanlegg for burning av alt våtorganisk avfall sammen med restavfall på Bærheim.	(Alternativ som er minst ressurskrevende (personell, utstyr, tid og transport) eller gir det best nyttbare produkt trangeres på topp (A))
Behandlingsprosesser	Brun og grå dunk annenhver uke.	Brun og grå dunk annenhver uke, samt hageavfallscontainere i høysesong og faste mottaksstasjoner for hageavfall.	Brun og grå dunk annenhver uke, samt hageavfallscontainere i høysesong og faste mottaksstasjoner for hageavfall. Mulig behov for ukentlig innsamling av matavfall deler av året.	Brun og grå dunk annenhver uke, samt hageavfallscontainere i høysesong og faste mottaksstasjoner for hageavfall.	Grå dunk hver uke.	Enklest (prioritert rekkefølge): 1. E 2. A 3. B 4. D 5. C
	Mottak og forbehandling (sortering) intensiv- og hovedkompostering (lukket) ettermodning og konfeksjonering. Totalt 10-12 uker.	Mottak og forbehandling (sortering) nedbrytning i reaktor-anlegg (f.eks totrinn), ettermodning og konfeksjonering av kompostmateriale. Totalt 2-4 uker.	Mottak og forbehandling (sortering) sterilisering av matavfall, blanding med øvrige førkomponenter, konservering. Utkjøring av våtfor til kunder. Rankekompostering av hageavfall.	Mottak og forbehandling (sortering, nedbrytning i reaktor-anlegg, tørking og pelletering, (alternativt ettermodning og konfeksjonering av kompostmateriale). Rankekompostering av hageavfall.	Mottak og forbrenning i ovn, rensing av røkgassprodukt, uttak og behandling av slagprodukt.	

Sluttprodukt (er)	Kompost, 300 - 600 kg/ tonn avfall behandlet, kvalitet tilsvarende modningsgrad IV-V. Salgbar. Små mengder restvann.	Kompostprodukt, godt omsatt, ca. 300 kg/ tonn avfall behandlet, kvalitet tilsvarende modningsgrad IV-V. Salgbar. Biogass til energiformål. Restvann som renses før det ledes til komm. nett.	Miljøfor hovedsaklig til grisebønder. Salgbar.	Hvis tørking og pelettering inkluderes produseres et tørket kompostprodukt som kan benyttes både til kompost og til brensel i forbrenningsovner. Salgbar produkt. Restvann.	I prosessen produseres det varmeenergi til drift av anlegget og for salg. Slagg, delvis til deponi, delvis til veidekke, fyllplass-dekke etc. Røykgass, ikke nyttbar, må renses.	Best nyttbare produkter: 1. C 2. A 2. B 2. D 5. E
Sammenfatning	Enkelt innsamlings- og transportmønster. Får produsert et omsettbart sluttprodukt.	Utvidet innsamlingsapparat med separat innsamling av hageavfall. Produserer et omsettbart sluttprodukt. Produserer energi til drift av anlegg og for salg.	Ved indikert lokalitet blir transportkostnadene høye, andre lokaliteter er aktuelt. Høyverdig forprodukt som er omsettbart. Relativt høyt energiforbruk i prosessen	Som alternativ B.	Pga. ingen separasjon av avfallsfraksjoner blir transportkostnader lave. Produserer energi til drift av anlegg og for salg.	

Tabell 4.1.2 Miljøeffekter

Hovedalternativer:	A	B	C	D	E	Konklusjoner / prioriteringer
Innsamling og transport	Høyteknologisk kompostering på Bærheim (bleier inkludert).	Biogassanlegg for kjøkkenavfall (inkl. bleier) på Bærheim, lavteknologisk hageavfallskompostering, og økt hjemmekompostering av hageavfall.	Førproduksjon på Grødalaland (matavfall), lavteknologisk hageavfallskompostering, og økt hjemmekompostering av hageavfall. Bleier til restavfall.	Sambehandling av slam og kjøkkenavfall (inkl. bleier) på Mekjarvik, eventuelt m/pellettering, lavteknologisk hageavfallskompostering, og økt hjemmekompostering av hageavfall.	Forbrenningsanlegg for brenning av alt våtorganisk avfall sammen med restavfall på Bærheim.	Miljølempen ved innsamling og transport er først og fremst knyttet til ulempen ved økt transport. Valg av Bærheim som lokalitet er derfor fordelaktig. Alt E eller A, etterfulgt av alt. B er dermed mest fordelaktig.
Behandlingsprosesser	Få endringer i innsamlingsfrekvenser i forhold til eksisterende ordninger. Lite økning av transport. Lukt fra brune dunker kan forventes i varmeperioder. Arbeidsmiljølempen knyttet til dette kan forekomme.	Noe økt transport pga. separat innsamling av hageavfall. Lukt fra brune dunker kan forventes i varmeperioder. Arbeidsmiljølempen knyttet til dette kan forekomme.	Økt transport pga. økte transportavstander (ved valg av Grødalaland) og krav til god differensiering mellom avfallsfraksjoner. Økt transport gir økte miljøbelastninger	Økt transport pga. økte transportavstander (ved lokalisering på Mekjarvik), ellers som ved biogassanlegg generelt.	Ingen spesielle tilpasninger i forhold til eksisterende ordninger. Ikke økt transport.	Totalt blir det minst belastninger ved alt C, da det ikke forekommer utslipp til luft eller vann ved dette alternativet. Kompostering vil gi størst lukttutvikling. Alternativ B og D vil være mest gunstig
	Miljøbelastninger er systemavhengige. Felles er utslipp av CO ₂ til luft (potensielt 750 kg/t ved fullstendig mineralisering), faktiske utlipp under prosessen er mindre. Mulig utslipp av CH ₄ og annet ved dårlig	Utslipp til luft fra biogassomsetning (og rensing) er i hovedsak CO ₂ . Mengden er mindre enn ved forbrenning (total omsetning), og høyere enn ved kompostering pga. større omsetningsgrad (potensialet	Generelt lite miljøbelastninger ved produksjon. Ingen utslipp av forurenset vann. Ingen utslipp til luft. Restfraksjon, normalt restavfall (feilsortert plast etc.). Hygieniske aspekter godt ivare tatt.	Som ved alternativ B. Økt energiforbruk ved tørking og pellettering. Det vil dannes en større vannfraksjon (kondensat) ved tørking og pellettering enn ved alt. B. Videre behandling av pelletsprodukt er ikke	Utslipp til luft fra røykgass, spesielt CO ₂ (275 CO ₂ ekv./t blandet avfall), samt partikler, NO _x , SO _x , og dioksiner - strenge krav til rensing må forventes. Utslipp av CO ₂ til luft fra forbrenning av org.	

Behandlingsprosesser (fortsatt)	kontrollert prosess. Luktemisjon forekommer, reduseres ved lukkede, godt kontrollerte løsninger, biofilter har ca. 95% fjernings-effekt. Arealbehovet er stort, ca. 1-2 ganger større enn ved et biogass-anlegg. Energiforbruk ca. 200 - 300 MJ/t org. avfall behandlet.	er det samme som ved kompostering). Vannrest fremkommer fra lukket system, kan renses (biologisk el.a.) Luktemisjon ca. 1/2 av lukt fra komposteringsprosess (etter rensing av avluft). Energiforbruk ca. 10-20 % av produksjon. Produksjon ca. 3 000 MJ/t avfall behandlet.	Relativt høyt energiforbruk pga. steriliseringsstrinn.	nødvendig.	avfall er nær opp til 750 kg/tonn avfall. Utslipp til vann fra røykgass-rensing (250 l/t av-fall), regulert mhp. pH, tungmetaller suspendert stoff etc. Energiforbruk ca. 1/3 av energiproduksjon. Energiproduksjon ca. 2 000 MJ/t org. avfall behandlet.	energetisk. Støynivået vil bli omtrent det samme ved alle alternativer.
Sluttprodukt (er)	1 tonn avfall gir 300 - 600 kg kompost. 1 tonn kompost kan erstatte hhv. 86 kg (P), eller 69 kg (N) handelsgjødsel i næringsverdi.	Kompostprodukt mer mineralisert enn ved kompostering, mer N er tilgjengelig for plantevekst. 1 tonn avfall gir ca. 300 kg kompost. N og P innholdet vil være noe høyere enn ved kompostering.	1 tonn matavfall gir 1 tonn for. 3 liter våtfør erstatter 1 førehet (kraftfôr). Hygieniske krav og anbefalinger oppfylles.	Tørket (pelletert) eller vått kompostprodukt har egenskaper som for alt. B.	Slagprodukt kan delvis nyttes som dekkmateriale på veier etc. Resten må deponeres.	Prioritering: 1. C 2. B,D 3. A 4. E

Tabell 4.1.3 Økonomi

Hovedalternativer:	A	B	C	D	E	Konklusjoner / prioriteringer
Innsamling og transport	<p>Høyteknologisk kompostering på Bærheim (bleier inkludert).</p> <p>Merutgifter ved transport = 0 kr.*</p> <p>Oppgradering av komprimatorbiler kan være ønskelig. Investeringskostnader er lave.</p> <p>Kostnader ved innføring av brun dunk. Hovedsaklig investering, lave driftsutgifter.</p>	<p>Biogassanlegg for kjøkkenavfall (inkl. bleier) på Bærheim, lavteknologisk hageavfallskompostering, og økt hjemmekompostering av hageavfall.</p> <p>Merutgifter ved transport av organisk- og restavfall = 0 kr.</p> <p>Økte kostnader ved separatinnsamling av hageavfall (nåværende ordning i Stavanger koster ca. 600 000 kr/år).</p> <p>Ellers som ved alt. A.</p>	<p>Førproduksjon på Grødaland (matavfall), lavteknologisk hageavfallskompostering, og økt hjemmekompostering av hageavfall. Bleier til restavfall.</p> <p>Estimerte merutgifter ved transport av matavfall til Grødaland er ca. 350 kr/tonn matavfall.**</p> <p>Større innsamlingsfrekvens gir høyere kostnader. Kan være aktuelt i sommerhalvåret.</p> <p>Ellers som ved alt B.</p>	<p>Sambehandling av slam og kjøkkenavfall (inkl. bleier) på Mekjarvik, eventuelt m/pellettering, lavteknologisk hageavfallskompostering, og økt hjemmekompostering av hageavfall.</p> <p>Estimerte merutgifter ved transport av kjøkkenavfall til Mekjarvik er ca. 80 kr/tonn.**</p> <p>Ellers som ved alt B</p>	<p>Forbrenningsanlegg for brenning av alt våtorganisk avfall sammen med restavfall på Bærheim.</p> <p>Merutgifter ved transport = 0 kr.</p>	<p>Prioritering:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. E 2. A 3. B 4. D 5. C
Behandlingsprosesser	<p>Driftskostnader ved rankekompostering-anlegg estimeres til 400-500 kr/tonn.</p> <p>Forutsetter investeringskostnader i størrelsesorden 30-35 millioner kr. eller ca.</p>	<p>Driftskostnader ved biogassanlegg kan forventes å være i størrelsesorden 500 - 750 kr/tonn avfall.</p> <p>Forutsetter investeringskostnader i størrelsesorden 60-70</p>	<p>Produksjonskostnader ved produksjon av miljø-før er i størrelsesorden 500 - 700 kr/tonn avfall.</p> <p>Investeringskostnader ved etablering av nytt anlegg er anslått til</p>	<p>Som for alt B.</p> <p>Noe høyere investeringskostnader og energiforbruk ved pellettering av avfall.</p> <p>Lavteknologisk hageavfallskompostering</p>	<p>Driftskostnader ved forbrenningsanlegg kan forventes å være i størrelsesorden 500 - 750 kr/tonn blandet avfall.</p> <p>Estimat av investeringsbehov (Dan-</p>	<p>Prioritering:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. A 2. B, C, D, E

Behandlingsprosesser (fortsett)	1900 kr/t, for anlegg med kapasitet på 18 000 t/år.	millioner kr, eller ca. 3000 - 4000 kr/t, for anlegg med kapasitet på 20 000 t/år. Lavteknologisk hageavfallskompostering: ca 100-200 kr/tonn behandlet.	10 mill kr ved en kapasitet på 8000 t for/år. Energiutgifter; 20-25 kr/tonn behandlet (12500 t kapasitet). Lavteknologisk hageavfallskompostering som for alt B.	som for alt B.	mark) er i størrelsesorden 2500-3500 kr/tonn blandet avfall.	
Sluttprodukt (er)	Inntekter fra salg av kompost er markedsavhengig. Forventet pris er 0 - 200 kr/tonn.	Salginntekter av biogass er estimert til 20 øre/kWh for el. energi. Inntekter blir da ca. 20 - 65 kr/tonn avfall (forutsetter 35% effektivitet ved om-dannelse fra varme til elektrisitet). Inntekter fra salg av kompost er markedsavhengig. Forventet pris er 0 - 200 kr/tonn.	En ca. utsalgspris på 550 - 600 kr/tonn miljøfor kan påregnes.	Salg av biogass er som for alt. B. Salg av kompostprodukt (enten som pellets eller som modnet kompost) er også som for alt. B.	Salg av energi er som ved alt B. Utsalgspris for varmeenergi er estimert til ca. 25 øre/kWh. Hvor stor del som kan omsettes som varme ahenger av markedet. Totalt energiutbytte ved brenning av org. avfall er tilsvarende som for biogass.	Prioritering: 1. C 2. B, D 3. E 4. A

* Transport av alt avfall til Bærheim er valgt som utgangspunkt, merutgifter i forhold til dette blir estimert.

** Grove anslag av transportkostnader, med utgangspunkt i antall komprimatorbiler, kostnader/km ved transport (se avsnitt 3.2) og mengde matavfall som kan forventes innsamlet gir en omtrentlig pris på 5 kr/km/tonn matavfall. Tall presentert gjelder for Stavanger kommune (ca. 59% av IVAR-regionen).

Konklusjon:

Det er ikke store avgjørende forskjeller mellom de forskjellige alternativene, og det er derfor ikke lett å trekke noen entydig konklusjon om hvilket alternativ som bør velges.

Høyteknologisk kompostering ser likevel ut til å være det alternativet som peker seg mest ut. Dette er bl.a fordi kompostering tar hånd om den største andelen av det organiske avfallet (untatt forbrenning). Innsamlingsordningene blir dermed enklere, og det reduserer behovet for deponering eller alternativ omsetning av øvrige organiske avfallsfraksjoner. I tillegg er prosessen mindre avhengig av markedspriser, og eventuelle svingninger i disse, for omsetning av produkter enn de øvrige prosessene siden det bare produseres ett produkt, kompost, og siden salg av dette produktet i utgangspunktet ikke kan forventes å være en stor inntektskilde. Produktet bør imidlertid være relativt lett å omsette, siden det kan tilbys i et bredt marked.

En effektiv, økonomisk gunstig og langsiktig omsetningsavtale av biogass vil gjøre et biogassalternativ attraktivt også. Det vil imidlertid være større markedsavhengighet ettersom kraftmarkedet varierer. Det vil også fremkomme en noe større restfraksjon organisk avfall som fordrer alternativ behandling.

Produksjon av fôr bør ikke velges som en hovedløsning pga. at det er en relativt liten fraksjon av det organisk avfallet som omsettes i denne prosessen. En utviding av eksisterende ordning bør imidlertid kunne være mulig hvis det er ønskelig fra fôrprodusentens side.

Forbrenning antas å være en liten aktuell løsning, bl.a. fordi det er sterke negative signaler fra myndighetene mot å brenne våtorganisk avfall. Brenning av restorganisk avfall (f.eks etter utskilling av matavfall til produksjon av fôr) kan være mer aktuelt. En mer helhetlig vurdering av behandling av totalt husholdningsavfall må legges til grunn før en eventuell beslutning om etablering av et forbrenningsanlegg kan tas.

5. Referanser

- Aanestad (1996): Agro fellesslakteri (Grødaland). Pers. oppl. 18.4.
- Antonsen (1996): Avfallselskapet GLØR. Pers. oppl. 26.3.
- Bakken, S.A. (1995): Matavfallet kan bli til høyverdig grisefør. Kretsløpet nr 2. Des 95, s 4-5.
- Bergen kommune Renholdsverket (1995): Oppdatering av utslippstillatelse for forbrenningsanlegg i Rådalen. Grunnlag oktober 1995. Rapport fra Interconsult.
- Bergen Renholdsverk (1994): Kompostering av organisk avfall. Forprosjekt for valg av metode. Rapport fra Jordforsk og Hjeltnes Cowi.
- Bidlingmaier, W. (1983): Das wesen der Kompostierung von Siedlungsabfallen. Müll Handbuch. Erich Schmidt Verlag.
- Emberger, J. (1993): Kompostierung und Vergärung - Bioabfall, Pflanzenabfall, organische Produktionsrückstände. Vogel Buchverlag.
- Gessler, G. og Keller, K. (1995): Vergleich verschiedener Verfahren zur Vergärung von Bioabfall. AbfallwirtschaftsJournal 7, nr. 6.
- Hagen, H. (1994): Rapport om behandling av våtorganisk avfall (1991 - 1994). Pilotprosjekt om avfall og gjenvinning i Hedmark og oppland - PAG.
- Hagen, H. (1994): Rapport om gjenvinning av avfall, hovedkonklusjoner og sammendrag (1991 - 1994). Pilotprosjekt om avfall og gjenvinning i Hedmark og oppland - PAG.
- Hille, L. (1996): Bergensregionens Interkommunale Renovasjonsselskap. Pers. oppl. 9.4.
- Holte (1996): Cambi. Pers. oppl. 22.4.
- Hustad, J. (1996): NTH - Institutt for termisk energi og vannkraft. Pers. oppl. 18.4.
- IVAR (1994): Sentralkomposteringsanlegg - valg av komposteringsmetode og lokalisering. Forprosjekt. Renovasjonsverket 30. september 1994.
- Jager, J., K. Kuchta, C. Eckrich, T. Reinhardt og S. Kirch (1995): Geruchs-Emissionen bei der Kompostierung. Müll Handbuch. Erich Schmidt Verlag.
- Kern, M. (1994): Grundsätze und Systematik des Verfahrensvergleichs von Kompostierungsverfahren.
- Krüger (1994): Håndtering av organisk avfall fra husholdninger, erhverv og husdyrhold. Rapport for IVAR.

- Landbruksdepartementet (1993): Forskrift om handel med gjødsel og jordforbedringsmidler m.v. Fastsatt av Landbruksdepartementet den 27. mai 1993, med endringer senest 22. mai 1995.
- Larsen, S. (1996): Stavanger kommune. Pers. oppl. 8.3.
- Leknes, E., E. Movik, R. Wiik og R. Meissner (1995): Verdsetting av miljøkonsekvenser av avfallsdeponering og kompostering - metodeutprøving. Rapport RF - 95/211.
- Lund, R. (1996): Miljøfår Hedmark og Oppland. Pers. oppl. 6.3.
- Miljøstyrelsen (1993): Bortskaffelse av organisk affald - miljø og økonomi. Arbeidsrapport fra Miljøstyrelsen nr 38. 1993. (Pommer, K., J. Bagh og B. Bauer)
- Miljøverdepartementet (1995): Forskrift om avløpsslam. Fastsatt av Sosial- og helsedepartementet og Miljøverndepartementet 2. januar 1995. ISBN 82-457-0035-5.
- NOAS Prosjektkontor A.S. (1996): Etablering av minienergiverk for avfall - Mulighetsstudie. Bedriftsutvikling i Miljøhjørnet.
- Oftedal, L. (1996): Stavanger kommune. Pers. oppl. 1.4.
- Olsen, S. L. og S. A. Bakken (1996): Ikke tillatt å brenne matavfall. Kretsløpet nr. 1 - mars 96. side 9.
- Pahl, U. og V. Rummer (1995): Biologische Abfallsbehandlung - Rahmenbedingungen und Marktübersicht. AbfallswirtschaftsJournal 7, nr. 9.
- Rasmussen, Ø. (1996): RKR - Renovasjonsselskapet for Kristiansandregionen. Pers. oppl. 26.3.
- Ravnanger, A. (1996): Bergensregionens Interkommunale Renovasjonsselskap. Pers. oppl. 29.2.
- Rogalski, W. og J. Charlton (1995): Status and trends for biological treatment of organic waste in Europe. ISWA - International Solid Waste Association.
- Scherer, P. A. (1995): Aktuelle Marktübersicht zu Vergärungsanlagen für feste Abfälle - Vorteile gegenüber Kompostierungsanlagen. Müll und Abfall 12; 95. side 845 - 855.
- Statens forurensingstilsyn (1993): Gjenvinning av matavfall til dyrefôr. SFT faktaark nr. 5 - juli 93.
- Statens forurensingstilsyn (1995): Komposteringsanlegg i Europa og USA. SFT rapport 95:12. (Skjelvik, J.M. og K-M. Brunvatne)
- Statens forurensingstilsyn (1995): Miljøkostnader ved avfallshåndtering. SFT rapport 95:16. (Furuseth, K.O., Ø. Rasmussen og F. Rosland)
- Statens forurensingstilsyn (1995): Utsortering av avfall - miljømessige konsekvenser. SFT rapport 95:11. (Estensen, A. S. G. og A. Heie)
- Tafdrup, S. 1994. Miljømessig betydning af biogas. Dansk Bioenergi. No 16, august 1994. side 8 - 9.

Thomè-Kozmiensky, K.J. (1995): Biologische Abfallsbehandlung, Enzyklopädie der Kreislaufwirtschaft. EF - Verlag für Energie- und Umwelttechnik. ISBN 3-924511-72-1.

Transportøkonomisk institutt. 1996. Kostandsindekser for lastebiltransport. Oppdatert pr. 4 kvartal 1995.

Wiemer, K. og M. Kern (1991): Bioabfallkompostierung - flächendeckende Einführung. Abfall-Wirtschaft 6. M.I.C. Baeza- Verlag, Witzenhausen. ISBN 3-88122-633-8.

Wiemer, K. og M. Kern (1994): Referenzhandbuch Biabfall 1994/95. Abfall-Wirtschaft. Neues aus Forschung und praxis. M.I.C. Baeza- Verlag, Witzenhausen. ISBN 3-928673-10-6.

Wiemer, K. og M. Kern (1995): Herstellervorum Bioabfall - Verfahren der Kompostierung und anaeroben Abfallsbehandlung in Vergleich. Abfall-Wirtschaft. Neues aus Forschung und praxis. M.I.C. Baeza- Verlag, Witzenhausen. ISBN 3-928673-14-9.

Østandskonsult AS (1994): Fremtidig avfallsbehandling. Prosjektsammendrag juni 1994.

VEDLEGG 1

Produktkvalitet

Retningslinjer, krav og behov for et fullverdig kompostprodukt

Produktkvalitet

Retningslinjer for hygienisering og stabilisering av avfall

Kriterier for behandling av ulike typer avfall og slam for å sikre en tilstrekkelig kvalitet av kompost, både sett utifra egenskapene av komposten som jordforbedringsmiddel, lukt, potensiell smittefare etc., er lite ensartede. Ulike klassifiseringsmetoder for både avfallstyper og nødvendig behandling eksisterer. Aktuelle retningslinjer for kvalitet av kompost, i Norge, ligger bl.a nedfelt i 'Forskrift om handel med gjødsel og jordforbedringsmidler m.v' (1993/1995), og i 'Forskrift om avløpsslam' (1995). I begge disse forskriftene er det krav om 'tilstrekkelig' stabilisering og hygienisering av produktet. Kriterier for tilstrekkelig stabilisering og hygienisering er ikke gitt.

Forskjellige behandlingsmetoder for å oppnå stabilisering og hygienisering av ulike typer avfall er presentert. Bendixen (1993), kategoriseres avfall etter potensielt innhold av smittestoffer:

- Kategori A inneholder slam og vann samt uforurensede produktrester fra vegetabiliske råvarer, meierier etc., dvs. det er lite smittestoffer. Ingen behandling er nødvendig for hygienisering.
- Kategori B inneholder slam og avfallsvann samt avfall fra animalske råvarer, bl.a mage/tarm-innhold fra slakt etc. Kilde er slakterier, kjøttforedlingsbedrifter, forprodusenter og oppdrettesannlegg. Ved denne avfallskategorien er det større fare for smittestoffer, og avfallet bør stabiliseres.
- Kategori C inkluderer kildesortert husholdningsavfall (også kompostert avfall) fra private, institusjoner, og private virksomheter, matavfall og bleier. Dette bør gjennomgå en kontrollert hygieniseringsprosess.
- Kategori D inkluderer kloakkslam, slam fra kommunale renseanlegg etc., som også bør gjennomgå en kontrollert hygieniseringsprosess.

De behandlingskategorier som Bendixen (1993) presenterer inkluderer:

Anaerob stabilisering:	Oppvarming i råtnetank (biogassreaktor)
Aerob stabilisering:	slamluftning (i spesial tank, aktivert slam anlegg), kompostering uten temperaturkontroll
Kjemisk behandling:	Tilsetning av kalk (brent /lesket)
Kontrollert kompostering:	Kompostering ved minimum 55°C i minst 2 uker
Kontrollert hygienisering:	Reaktorbehandling som sikrer minimum 70°C i minst 1 t.

De to sistnevnte vil gi en tilstrekkelig hygienisering for avfall av kategori C og D.

Anbefalte retningslinjer for behandlinga va avfall i biogassanlegg (Bendixen, 1993) er:

- En oppholdstid på ≥ 2 t ved 55°C , eller ≥ 4 t ved 50°C (dvs. minst 2-3 døgn i reaktor) for avfall Kategori A og B, ved termofile anlegg (reaktortemperatur $50\text{-}55$),
- en oppholdstid i hygieniseringstank på ≥ 4 t ved 55°C , eller ≥ 8 t ved 50°C for avfall Kategori A og B, ved mesofile anlegg (reaktortemperatur $35\text{-}40^{\circ}\text{C}$), og
- Avfall Kategori C og D bør, uansett reaktortemperatur, ha et opphold i hygieniseringstank på ≥ 1 t ved $\geq 70^{\circ}\text{C}$ for tilstrekkelig hygienisering.

Haga (1990) skiller ikke mellom ulike avfallkategorier. Ulike kriterier for godtatt stabilisering av kompost er bl.a. at temperaturen i prosessen er over 50°C , og det ikke lenger forekommer en økning i temperaturen etter vending av komposten, eller det er oppnådd et stabilt C/N forhold (rundt 10-12). Kationebyttekapasitet/totalt organisk karbon verdier over 1.7 er også et godt mål for stabilisering/humifisering av kompost. Andre parametre som kan benyttes som mål for akseptabel stabilisering av kompost er stans i forbruk av oksygen, og opphør i produksjon av karbondioksid (Haga, 1990).

Aktuelle retningslinjer for kvalitet av kompost, i Norge, ligger bl.a nedfelt i de to følgende forskrifter, 'Forskrift om handel med gjødsel og jordforbedringsmidler m.v' (1993/1995), og i 'Forskrift om avløpsslam' (1995).

Forskrift om handel med gjødsel og jordforbedringsmidler m.v (1993/1995):

Forskriften omhandler gjødsel, jordforbedringsmidler, dyrkingsmedier, koposteringspreparater og vekststoffer. Kloakkslam er ikke inkludert da dette dekkes i 'Forskrift om avløpsslam'. men produkter som også har kloakkslam som en bestandel omfattes av denne forskriften. Formålet med forskriften er å sikre tilfredstillende kvalitet på gjeldende salgsprodukter.

Vedlegg 8: Kvalitetskriterier for gjødsel og jordforbedringsmidler basert på organisk avfall

Formålet med kvalitetskriteriene er å sikre at organisk avfall og avfallsbaserte produkter kan anvendes som gjødsel og jordforbedringsmidler innenfor forsvarlige helse- og miljømessige rammer. Kriteriene gjelder for produkter basert på organisk avfall, og disse skal være prosessert/behandlet. Spesiellkrav som gjelder for enkelte bestandeler av avfallet (f. eks slakteriavfall, fiskeavfall el.l) gjelder forsatt.

Kjemisk sammensetning og kjemisk/fysiske karakteristika (makro- og mikronæringsstoffer, pH, TS, C/N forhold etc.) må oppgis. For tungmetaller er det satt opp følgende grenser:

Tungmetall, mg/kg TS	Klasse I	Klasse II (grøntareal etc. ikke dyrking)	Klasse III (grøntareal etc. ikke dyrking)
Kadmium (Cd)	0,5	4	10
Bly (Pb)	50	100	300
Kvikksølv (Hg)	0,2	5	7
Nikkel (Ni)	20	80	100
Sink (Zn)	300	1500	3000
Kobber (Cu)	70	1000	1500
Krom (Cr)	50	125	200

Organiske miljøgifter, plantervernmidler, antibiotika etc. må ikke finnes i avfallet, og patogene organismer skal heller ikke forekomme utover bakgrunnsnivå (maksimum 10% av 10 prøver à 20 ml kan ha Salmonellabakterier, det må finnes < 2500 termotolerante koliforme bakt./g TS).

Produktene må være stabiliserte (lukt), og totalinnholdet av fremmedstoffer (plast, glass, metall etc.) må utgjøre < 0,5% av TS (w/w). Kildesortert og sentralsortert husholdningsavfall må være tilfredstillende hygienisert og stabilisert, og tilfredstille grenseverdier for tungmetaller for bruk som kompost. Ingen retningslinjer er gitt for hvilke krav som må oppfylles for å få en 'tilstrekkelig' hygienisert og stabilisert kompost.

Forskrift om avløpsslam (1995):

Slam inkluderer alle typer slam fra avløpsrensning, septiktanker, slamavskillere, mindre renseanlegg og samlekkummer for avslamming av sanitært avløpsvann og overvann, og andre oppsamlingstanker for ubehandlet sanitært avløpsvann.

Slam som skal benyttes skal være hygienisert og stabilisert. Til jordbruksformål kan det anvendes inntil 2 tonn slamtørrstoff/da i løpet av 10 år (kan ikke benyttes i gartnerier, på eng, eller ved dyrking av poteter, grønnsaker, bær eller frukt). Spesielle retningslinjer for i hvilke perioder, og på hvilken måte slam kan tilsettes, eksisterer.

Hygienisering er behandling som har som hovedmål å redusere faren for overføring av smittestoffer til planter, dyr og mennesker ved disponering eller annen håndtering av slam. Hygienisert slam skal ikke inneholde salmonellabakterier eller parasittegg, og innholdet av termotolerante bakt. skal være < 2500 bakt/g TS.

Stabilisering er slambehandling som har som hovedmål å redusere luktulempen ved disponering av slam.

Grenseverdier, tillatt tungmetallinnhold i kompost som disponeres:

Tungmetall, mg/kg TS	Jordbruksareal, parker	Grøntareal	Bakgrunnsnivå, jordbruksareal
Kadmium (Cd)	4	10	1
Bly (Pb)	100	300	50
Kvikksølv (Hg)	5	7	1
Nikkel (Ni)	80	100	30
Sink (Zn)	1500	3000	150
Kobber (Cu)	1000	1500	50
Krom (Cr)	125	200	100

Kompostkvalitet

Det finnes flere metoder for kvalitetsbestemmelse av kompost. En tysk metode deler komposten inn i fem kompostklasser ("Rotte"grader) basert på kompostens egenskaper. Målet med sentral omsetning av organisk avfall i IVAR-regionen vil være kompost fra kompostklasse 4 eller 5. For å oppnå dette må komposten være tilstrekkelig stabilisert. Tilstrekkelig stabilisering sikrer at det ikke er fare for videre luktutvikling, oksygenforbruk eller økt temperatur i komposten. Dette kan måles på ulike måter. Enten måles CO₂ produksjon, oksygenopptak eller temperaturøkning over tid. Krav for de ulike kompostklassene er presentert i tabell 1.

Tabell 1. Kvalitetskriterier for ulike kompostklasser.

Kompostklasse	Beskrivelse	CO ₂ produksjon (mg/g TS x h)	O ₂ forbruk (mg O ₂ /g TS x h)	Temperaturøkning (dT i °C/72 h)
V	Prima kvalitet	0 - 2	< 1,5	0 - 10
IV	Ferdig modnet	2 - 8	> 1,5	10 - 20
III	Under modning	8 - 15		20 - 30
II	Umoden	15 - 25		30 - 40
I	Frisk/rå	> 25		> 40

I tillegg må komposten være tilstrekkelig hygienisert (se over), det må være maksimum 0,5 vekt% urenheter i form av plast, glass og metaller med en størrelse > 2 mm, og andelen av steiner > 5 mm må ikke overskride 5 vekt%. Vanninnholdet i frisk kompost må ikke overstige 45 vekt%, for ferdig kompost er grensen 35 vekt%. Det organiske innholdet skal være minimum 40 vekt% for frisk kompost, og 20 vekt% for ferdig kompost. Tungmetallinnholdet må være innenfor de grenser som er skissert over.

Miljøbelastninger forbundet med avfallsbehandling og deponering kan deles inn i arbeidsmiljøproblemer, nærmiljøproblemer og utslipp til luft, vann og grunn. Miljøkostnader ved avfallshåndtering er hovedsaklig knyttet til utslipp, og da spesielt til utslipp av klimagasser som CO₂ og CH₄, og tildels NO_x (SFT, 95:16), etterfulgt av andre helseskadelige eller forsurende gasser, organisk materiale, samt nitrogen og fosfor. Storparten, opp til 98%, av det organisk omsatte materialet blir til gass, mens de resterende 2%, bestående av mellomprodukter av nedbrytningen, avgis til sigevann (SFT, 1995:11).

Nærmiljøproblemer inkluderer støv, støy, lukt, synsinntrykk, flygende avfall samt hygiene og smitteoverføring tilknyttet avfallsbehandlingsanlegg. Støv, støy, sikkerhetsmessige aspekter og arbeidshygiene er faktorer som kommer inn under arbeidsmiljøproblemer.

Referanser:

Bendixen, H.J. 1993. Kontrol med recycling af biomasse. Dansk veterinærtidskrift 1993, 76: 3, 1/2.

Haga, K. 1990. Kompostering og kompost av fast husdyrgjødsel: ei oversikt. Norsk Landbruksforskning 4: 245.258. ISSN 0801-5333.

Landbruksdepartementet (1993): Forskrift om handel med gjødsel og jordforbedringsmidler m.v. Fastsatt av Landbruksdepartementet den 27. mai 1993, med endringer senest 22. mai 1995.

Miljøverdepartementet (1995): Forskrift om avløpsslam. Fastsatt av Sosial- og helsedepartementet og Miljøverndepartementet 2. januar 1995. ISBN 82-457-0035-5.

Statens forurensingstilsyn (1995): Miljøkostnader ved avfallshåndtering. SFT rapport 95:16. (Furuseth, K.O., Ø. Rasmussen og F. Rosland)

Statens forurensingstilsyn (1995): Utsortering av avfall - miljømessige konsekvenser. SFT rapport 95:11. (Estensen, A. S. G. og A. Heie)

VEDLEGG 2

- a) **Sammenligning av ulike systemer for anaerob behandling av våtorganisk avfall**
- b) **Sammenligning av ulike systemer for kompostering av våtorganisk avfall**

a) Sammenligning av ulike systemer for anaerob behandling av våtorganisk avfall

Parameter	Enhet	System - klassifisering							To reaktortrinn, trinn 2 kun flytende materiale				
		Dranco	Kompogas	Valorga	DBA-WABio	Waasa (Thyssen)	Plauener Verfahren	Linde KCA	Schwarting -Uhde	D.U.T.	AN- Anaerob	BTA	Prethane - Biopaq
		Ettrinnns tørr				Ettrinnns våt				To reaktortrinn, begge trinn fast stoff			
Tørrestoff-inn-hold (i reaktor)	%	25-40	25-30	30-35	10-15	15-17	8-13	-	18-23	0,5-2 (trinn 2)	0,5-2 (trinn 2)	3-4 (trinn 2)	5-7 (trinn 2)
Drifts-temperaturer	°C	50-55	55-60	37-40	36-37	37-38	R1: 8-12 R2: 34-36	R1: - R2: 50-60	R1: 8-12 R2: 34-36	R1: 32 R2: 35	R1: 35-36 R2: 35-36	R1: 34-40 R2: 32-40	R1: 30-37 R2: 30
Oppholdstid i reaktor	døgn	15-30	15-20	17-25	15-20	14-16	R1: 3-5 R2: 8-12	R1: 5-7 R2: 12-15	R1: 3-5 R2: 17-20	R1: 3 R2: 1	R1: 2-4 R2: 1-2	R1: 3-5 R2: 2	R1: 2-4 R2: 10-15
Nedbrytningsgrad (ei. snitt)	vekt % org. TS	50-85	35-50	50	55	60-65	30-50	55	83	25-30	55-65	50-70	65-90
Gassmengde	m ³ /t innut	100-200	70-110	100	475-500*	100-120	70-120	-	162	25-40	80-130	70-100	100-130
Metaninnhold	vol %	50-57	50-63	50-60	60-65	60-70	68-72	60-70	60-75	70	60-70	68	60-65
Vannutslipp	l/t input	400	400-750	350-450	200-300	250-400	250-400	350-450	350-405	200-400	420-460	500-650	300-400
Gjæringsrest	kg TS/t innut	190-238	100-200	-	191	158-193	120-210	-	154-176	366-488	119-158	135-158	111-130
El. produksjon	kWt/t innut	200	170	-	150	250-300	110-140	-	342-380	50-80	190-230	150-200	-
El. overskudd	kWt/t innut	105-157	85-90	-	45-60	120-170	85-110	-	254-292	38-60	100-130	80-140	-
Varmeenergi-produksjon	kWt/t innut	300	300	-	220	360-430	230-260	-	486-540	150-240	390-420	250-350	400-550
Overskudd varmeenergi	kWt/t innut	284-292	220-225	-	70	210-290	180-210	-	351-405	0	305-335	-	400-550
Invest.kost. ved 10.000 t/år	DEM/t	1250	1200	-	900	1500	-	-	900	1000	1100	1200	1250
Invest.kost. ved 20.000 t/år	DEM/t	920	950	-	800	900	700	-	700	800	800	750	1500
Driftskostnader 10.000 t/år	DEM/t	200	190	-	180	270	-	-	160	170	210	195	230
Driftskostnader 20.000 t/år	DEM/t	160	160	-	150	200	165	-	110	155	190	160	200

