

www.sintef.no



**SINTEF Energiforskning AS**

Postadresse: 7465 Trondheim  
Resepsjon: Sem Sælands vei 11  
Telefon: 73 59 72 00  
Telefaks: 73 59 72 50

www.energy.sintef.no

Foretaksregisteret:  
NO 939 350 675 MVA

# TEKNISK RAPPORT

SAK/OPPGAVE (tittel)

**BREF WI 2005 - Oversikt**

SAKSBEARBEIDER(E)

Michaël Becidan, Lars Sørum, Mette Bugge

OPPDRAKSGIVER(E)

Avfall Norge, EGE Oslo, NFR, Norsk Inova, TEVF

TR NR. TR A6529	DATO 2007-05-23	OPPDRAKSGIVER(E)S REF.	PROSJEKTNR. 16X601
EL. ARKIVKODE 070122BJS134143	RAPPORTTYPE	PROSJEKTANSVARLIG (NAVN, SIGN.) Inge R. Gran	GRADERING Åpen
ISBN NR. 978-82-594-3265-0		FORSKNINGSSJEF (NAVN, SIGN.) Inge R. Gran <i>For Inge Gran</i> <i>Kornel J. Kflawik</i>	OPPLAG      SIDER 24            40
AVDELING Energiprosesser	BESØKSADRESSE Kolbjørn Hejes vei 1a		LOKAL TELEFAKS 73 59 28 89

RESULTAT (sammendrag)

Denne rapporten presenterer essensen av BREF WI 2005 (EU Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration) med en norsk vinkling når mulig. BREF WI handler kun om avfallsforbrenning, ikke sambrenning, og er resultatet av flere års kunnskaps- og erfaringsutveksling mellom EU/EØS landene og industri. De vanligste typene avfall er inkludert som husholdningsavfall, kommunalt avfall, farlig avfall, klinisk avfall og kloakkslam. Det er viktig å vite at BREF WI gir veiledende informasjon og ikke er juridisk bindende.

BREF dokumentene er en del av IPPC strategien som har som hovedprinsipp at medlemsland skal sikre at forurensende virksomheter skal ha utslippstillatelser.

Rapporten inneholder:

- Hva er BREF WI
- Kartlegging av anvendte teknologier innen avfallsforbrenning i følge BREF WI
- Utslipp og forbruk i et avfallsforbrenningsanlegg
- BAT (Best Available Techniques) og BAT utslippsnivåer
- Nye teknologier
- Økonomisk vurdering av avfallsforbrenning i Europa

Rapporten er spesielt relevant for den norske avfallsbransjen.

## STIKKORD

EGENVALGTE	BREF WI	Avfallsforbrenning
	BAT	

## INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side
1	HVA ER BREF WI? ..... 4
2	KOMPONENTENE I ET FORBRENNINGSANLEGG: ANVENDTE TEKNOLOGIER I FØLGE BREF WI ..... 5
2.1	AVFALLSMOTTAK ..... 5
2.2	AVFALLSLAGRING ..... 5
2.3	AVFALLSFORBEHANDLING ..... 6
2.4	INNMATNINGSSYSTEM ..... 6
2.5	BRENNKAMMER ..... 6
2.6	KJEL OG ENERGIGJENVINNING ..... 7
2.7	RENSESYSTEMET (FOR RØYKGASS) ..... 7
2.7.1	Tiltak for å fange støv/partikler/flyveaske ..... 7
2.7.2	Tiltak for å fange/tilintetgjøre sure komponenter, NO <sub>x</sub> , dioksiner/furaner og tungmetaller ..... 8
2.8	SKORSTEIN ..... 10
2.9	PROSESSKONTROLL OG OVERVÅKINGSSYSTEMET ..... 10
2.10	RESTPRODUKTER ..... 10
2.10.1	Bunnaske og flyveaske ..... 11
2.10.2	Vann (fra gassrensing) ..... 11
3	TYPISKE UTSLIPPSVERDIER OG FORBRUK ..... 12
3.1	UTSLIPP TIL LUFT ..... 12
3.2	UTSLIPP TIL VANN ..... 13
3.3	RESTPRODUKTER ..... 14
3.4	ENERGIFORBRUK OG PRODUKSJON ..... 16
4	BAT FOR AVFALLSFORBRENNING ..... 18
4.1	OVERSIKT OVER DE 56 BAT FOR AVFALLSFORBRENNING ..... 18
4.2	BAT PER BAT BESKRIVELSE ..... 19
4.3	SPEISIFIKKE BAT FOR KOMMUNALT AVFALL ..... 25
4.4	SPEISIFIKKE BAT FOR SORTERT ELLER FORBEHANDLET KOMMUNALT AVFALL ..... 25
4.5	ANDRE BAT ..... 25
4.6	OPPSUMMERING AV KAPITTEL 4 ..... 25
5	NYE TEKNOLOGIER I AVFALLSFORBRENNING ..... 26
5.1	NY TEKNOLOGI 1: DAMP SOM "SPRAYING AGENT" ..... 26
5.2	NY TEKNOLOGI 2: "REHEATING OF TURBINE STEAM" ..... 26
5.3	TEKNOLOGI 3: FJERNING AV DIOKSINER/FURANER ..... 27
5.4	NY TEKNOLOGI 4: OLJESKRUBBER ..... 27
5.5	NY TEKNOLOGI 5: NATRIUMKARBONAT PRODUKSJON ..... 27
5.6	NY TEKNOLOGI 6: SYNCOM <sup>TM</sup> PROSESS (MARTIN GMBH) ..... 27
5.7	NY TEKNOLOGI 7: PECK <sup>TECH</sup> PROSESS ..... 28
5.8	NY TEKNOLOGI 8: FERROX PROSESS ..... 29
5.9	NY TEKNOLOGI 9: CO <sub>2</sub> STABILISERING AV RESTPRODUKTER FRA RØYKGASSRENSING ..... 29
5.10	NY TEKNOLOGI 10: BEHANDLING AV RESTPRODUKTER ..... 30
5.11	NY TEKNOLOGI 11: MEMBRANTEKNOLOGI FOR VANNRENSING ..... 30
5.12	NY TEKNOLOGI 12: GASSRENSING ..... 30
5.13	OPPSUMMERING AV KAPITTEL 5 ..... 30

6	AVFALLSFORBRENNING - ØKONOMISKE ASPEKT .....	31
6.1	ØKONOMISKE ASPEKT VED DELPROSESSER I ET AVFALLSFORBRENNINGSANLEGG .....	32
6.1.1	Avfallsmottak .....	32
6.1.2	Forbehandling av avfall .....	32
6.1.3	Innmatningssystemet .....	32
6.1.4	Brennkammer og kjel .....	32
6.1.5	Energiproduksjon.....	33
6.1.6	Støvfjerning (posefilter og elektrofilter).....	34
6.1.7	Skrubbing av sure gasser .....	34
6.1.8	Fjerning av NOx .....	34
6.2	ØKONOMISK VURDERING AV AVFALLSFORBRENNINGSANLEGG (RISTFYRTE) .....	34
6.3	ØKONOMISKE ASPEKT VED FLUIDISED BED, GASSIFISERING OG PYROLYSE .....	35
7	KONKLUSJON.....	36
8	REFERANSER .....	37
9	VEDLEGG .....	38

## 1 HVA ER BREF WI?

BREF WI eller "Reference Document on the Best Available Techniques (BAT) for Waste Incineration" ble publisert av EU i juli 2005, og er resultatet av flere års kunnskaps- og erfaringsutveksling mellom EU/EØS landene og industri. Neste utgave er planlagt i 2010. BAT (Beste tilgjengelige Teknikker) er definert som den mest effektive teknikken for å forebygge og, dersom dette ikke er mulig, begrense innvirkningen på miljøet som helhet. Med andre ord, implementering av den beste tilgjengelige teknikken/teknologien for å bevare "miljøet som helhet" uten å bare tenke på økonomiske forhold.

BREF WI handler kun om avfallsforbrenning, ikke sambrenning (pyrolyse og gassifisering er imidlertid nevnt i rapporten). De vanligste typer avfall er inkludert i rapporten slik som husholdningsavfall, kommunalt avfall, farlig avfall, klinisk avfall og kloakkslam. Det finnes BREF for en rekke aktiviteter, og disse BREF dokumentene er en del av IPPC's strategi (Integrated Pollution Prevention and Control), og de har som hovedprinsipp at medlemsland skal sikre at forurensende virksomheter som større industrianlegg, skal ha utslippstillatelser. Det er imidlertid viktig å vite hva BREF WI *ikke* er:

- BREF WI gir kun veiledende informasjon og er ikke juridisk bindende
- BREF WI diskuterer ikke avfallsforbrenning som et alternativ for avfallshåndtering
- BREF WI sammenligner ikke avfallsforbrenning med andre behandlingsmetoder

BREF WI kartlegger anvendte teknologier innen avfallsforbrenning i Europa i dag, samt presenterer/foreslår teknikker og teknologier som anses som BAT, og rapporterer såkalte "BAT utslippsnivåer" dvs. utslippsnivåer som oppnås vha BAT. Disse BAT utslippsnivåene er forskjellige fra utslippsnivåene som finnes i EU direktivet 2000/76/EC.

Innholdet i BREF WI kan oppsummeres slik:

- Kapittel 1: Generell informasjon om avfallsforbrenning
- Kapittel 2: Oversikt over anvendte teknologier
- Kapittel 3: Typiske utslippsverdier og forbruk
- Kapittel 4: Teknologier som anses som relevante for å bestemme hva som er BAT
- Kapittel 5: Teknologier (sammen med BAT utslippsnivåer) som anses som BAT-forenlige
- Kapittel 6: Nye teknologier
- Kapittel 7: Konklusjoner med forslag om forbedringer i den neste BREF (2010)
- Kapittel 8: Referanser/Kilder
- Kapittel 9: Ordliste og forkortelser
- Kapittel 10: Økonomisk vurdering av avfallsforbrenning

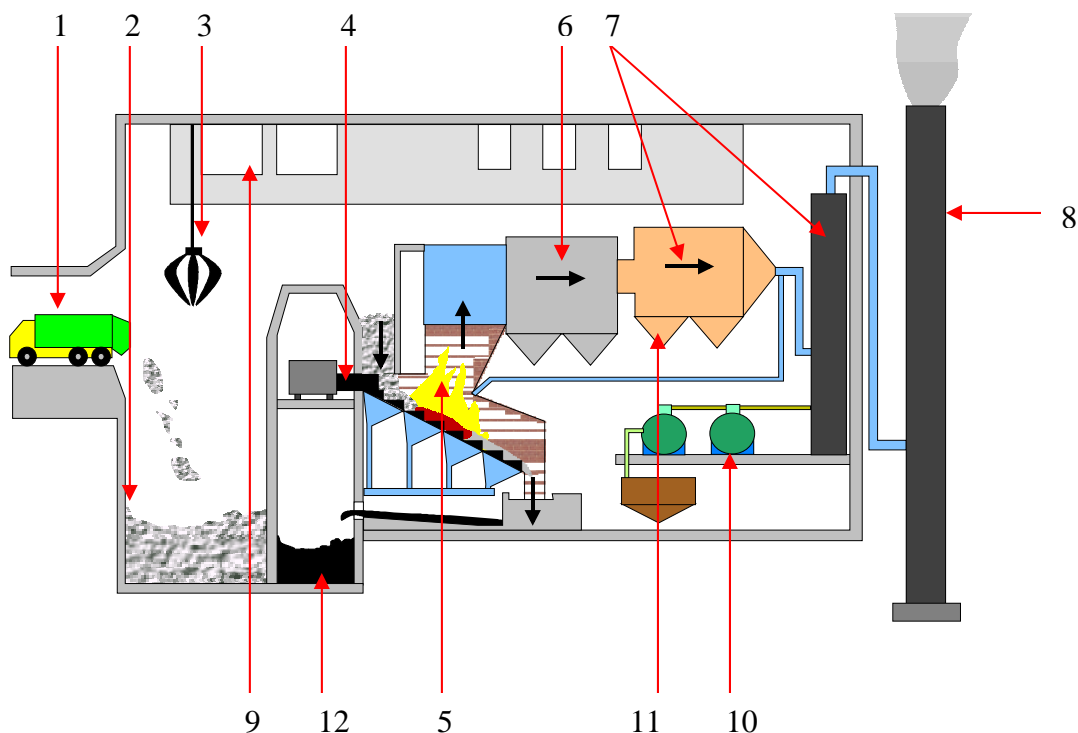
EU direktivet 2000/76/EC ("Avfallsforskriften kapittel 10. Forbrenning av avfall" i det norske regelverket) samler bestemmelser som "har som formål å sikre at forbrenning av avfall skjer på en forsvarlig og kontrollert måte, slik at skadevirkninger på miljø og menneskers helse forebygges og reduseres så langt det er mulig".

Denne rapporten presenterer essensen til BREF WI, samt inkluderer norske forhold og ekstra opplysninger (basert på tilleggs materiale). Rapporten presenterer:

- Anvendte teknologier i følge BREF WI
- Utslipp og forbruk i et avfallsforbrenningsanlegg
- BAT og BAT utslippsnivåer
- Nye teknologier
- Økonomisk vurdering av avfallsforbrenning

## 2 KOMPONENTENE I ET FORBRENNINGSANLEGG: ANVENDTE TEKNOLOGIER I FØLGE BREF WI

Dette kapitlet presenterer de mest anvendte teknologiene, ifølge BREF WI, innenfor avfallsforbrenning i Europa i dag. Et anlegg kan deles opp i 12 deler (Figur 2.1).



- |                         |                                |   |
|-------------------------|--------------------------------|---|
| 1. Avfallsmottak        | 5. Brennkammer                 | 9. Prosesskontroll og overvåkingssystem |
| 2. Avfallslagring       | 6. Kjel (og energigjenvinning) | 10, 11, 12. Restprodukter               |
| 3. Avfallsforbehandling | 7. Rensesystem (for røykgass)  |   |
| 4. Innmatningssystem    | 8. Skorstein                   |   |

**Figur 2.1:** Deler i et forbrenningsanlegg. Sørum et al. 1997.

### 2.1 AVFALLSMOTTAK

Avfallet samles inn og leveres vha lastebiler, tog eller båt. Distansen avfallet transporteres kan være opptil 80-100 km. Avfallet blir deretter dumpet i en lagringsfasilitet.

### 2.2 AVFALLSLAGRING

Avfallet lagres i en tett betongstruktur som forhindrer lekkasje til miljøet. En eventuell lekkasje kan oppstå i form av væsker, lukt eller partikler. En typisk bunker har en lagringskapasitet på 3-5 dagers avfallsforbruk. Lagringsarealet er ofte utstyrt med et brannsikringssystem, som inkluderer røykvarsling og slukking. Visse typer avfall (farlig, klinisk) krever spesiell behandling som for eksempel lagring i merket beholder og adskilt oppbevaring.

### 2.3 AVFALLSFORBEHANDLING

Avfallet kan sjelden brukes direkte slik det blir mottatt. Det må behandles fordi et anlegg bare kan ta imot avfall som oppfyller gitte kriterier/spesifikasjoner for å oppnå en god prosess. Hovedmålet med avfallsforbehandling er å få et homogent brensel med egenskaper som gjør det mulig å optimere forbrenningsprosessen. Flere teknikker brukes for å homogenisere avfallet:

- blanding av avfallet i bunkeren vha kran
- sortering av resirkulerbare (metall, plast, glass) eller farlige materialer (batterier)
- tørking
- riving
- sortering av store objekter
- fraksjonering

### 2.4 INNMATNINGSSYSTEM

Gjennomstrømningen av avfall må oppnå to mål:

- å optimere (maksimere) mengde brent avfall
- å opprettholde en god forbrenningsprosess

Teknologier inkluderer transportbånd og skruetransportør. Det er viktig å unngå luftinnførsel gjennom innmatningssystemet til brennkammeret for å opprettholde forbrenningsprosessens stabilitet.

### 2.5 BRENNKAMMER

I følge BREF WI bruker ca. 90 % av avfallsforbrenningsanleggene i Europa ristteknologi. Det finnes mange ulike design og virkemåter, for eksempel:

- travelling rist
- rocking rist
- reciprocating rist

Ristens bevegelser sikrer optimal utbrenning av det brennende avfallet. Nedkjøling av risten blir gjort vha luft eller vann. Vannkjøling er mest effektiv, men vannlekkasjer kan ha alvorlige konsekvenser.

Hovedlufttilførsel kommer inn gjennom risten og sikrer en god forbrenningsprosess (oksidering) og en god blanding av røykgassen. Sekundær lufttilførsel kan brukes over risten for å optimere utbrenning og samtidig redusere skadelige utslipp.

Andre teknologier som er i bruk er rotary/drum kiln og fluidised bed ovner. Rotary/drum kiln brukes ofte for farlig avfall fordi høye temperaturer oppnås. Fluidised Bed (FB) er en teknologi hvor avfallet mates inn i en reaktor hvor en såkalt seng av inert materiale er fluidisert vha luft som blåses fra undersiden. Det inerte materialet kan for eksempel være sand som representerer 90-98 % av vekten i senga. Ulike lufthastigheter gir forskjellige sub-kategorier (Circulating FB og Bubbling FB). Forbrenningen foregår i og over sengen ("fribord"). FB teknologi har flere fordeler inkludert god blanding av luft og avfall, god varmeoverføring og mindre produksjon av bunnaske. En FB reaktor kan imidlertid bare ta imot avfallet i form av små partikler (opptil 40-80 mm), noe som fører til ekstra kostnader.

Gassifisering og pyrolyse er også nevnt i BREF rapporten. Det finnes veldig få fullskalaanlegg i Europa, og det er lite driftserfaring med disse teknologiene. Gassifisering og pyrolyse innebærer derfor en større teknologisk risiko enn mer konvensjonelle teknologier.

## 2.6 KJEL OG ENERGIGJENVINNING

Forbrenning er en eksoterm prosess, dvs. at den produserer energi. Mesteparten av denne energien finnes i røykgassen, og den kan gjenvinnes ved å kjøle ned gassen. Varmen blir overført fra gassen til varmt vann eller oftest damp i en kjel. Dampbetingelsene (temperatur og trykk) er avhengig av kjeldesign og røykgass. Typiske verdier i avfallsforbrenning i dag er 400°C og 40 bar; høyere temperatur og trykk vil føre til en bedre/høyere energigjenvinning, men også alvorlige korrosjonsproblemer. Damp fra kjelen kan deretter brukes i varme-, kraft- eller varme/kraftproduksjon. Lønnsom kraftproduksjonen er avhengig av flere ikke-teknologiske parametere, særlig strømpris. Hvorvidt det er økonomisk relevant å produsere kraft vil derfor også være avhengig av politiske bestemmelser mht støtte til kraftproduksjonen fra avfall (subsidiar).

Energiutbyttet ved avfallsforbrenning er selvfølgelig avhengig av avfallssammensetning og kan derfor variere. Flere tiltak kan gjennomføres for å oppnå et bedre utbytte: rensing av kjelen, redusert energiforbruk i anlegget eller høyere dampbetingelser.

Typiske energidata i avfallsforbrenning:

- energiinnhold i avfall: 10 MJ/kg
- varmeoverføring røykgass→kjel: 80 %
- energioverføring kjel→kraft: 20-22 %
- varme produsert per tonn avfall: 2000 kWh

## 2.7 RENSESYSTEMET (FOR RØYKGASS)

Rensesystemet er komplekst og består av flere enheter som reduserer ulike typer skadelige utslipp, slik at et anlegg kan følge EU direktivet 2000/76/EC.

Tre hovedtyper finnes:

- *våte* prosesser dvs. bruk av *væsker for absorpsjon* av gasser
- *tørre* prosesser dvs. bruk av *faste stoffer for adsorpsjon* av gasser
- *semi-våte* prosesser dvs. bruk av *slurry for sorpsjon* av gasser

Rensesystemet må behandle forskjellige klasser komponenter:

- støv/partikler/flyveaske
- sure gasser (blant annet HCl, HF, SO<sub>x</sub>)
- NO<sub>x</sub>
- dioksiner/furaner
- tungmetaller

### 2.7.1 Tiltak for å fange støv/partikler/flyveaske

Tabell 2.1 presenterer de vanligste støvfjerningsteknologiene.

**Tabell 2.1:** Støvfjerningsteknologier.

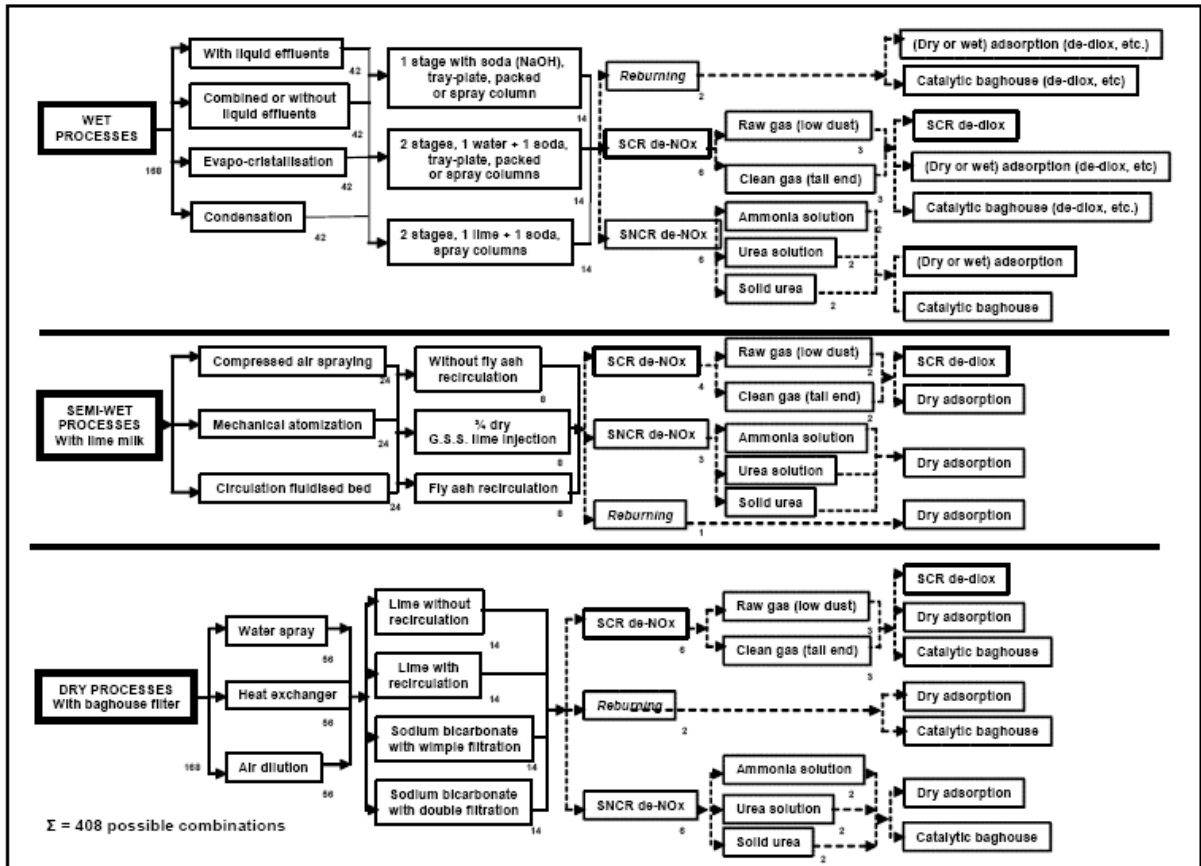
Teknologi	Fordeler	Ulemper
Fallkammer	Ingen trykkfall	Ikke effektive for mikropartikler
Syklon	Ingen trykkfall	Ikke effektive for mikropartikler
Multisyklon	Bedre enn syklon	Plass
Posefilter	Mer effektiv enn syklon/fallkammer	Trykkfall
Elektrofilter	Effektiv for fine partikler	Pris, plass, korrosjon

Ettersom hver teknologi har klare fordeler og ulemper, må inkludering av teknologien i et system tilpasses i hvert enkelt tilfelle.



**2.7.2 Tiltak for å fange/tilintetgjøre sure komponenter, NOx, dioksiner/furaner og tungmetaller**

Mange kombinasjoner er effektive. Figur 2.2 (BREF WI s.102) oppsummerer over 400 alternativer.



**Figur 2.2:** Alternativer for gassrensing. BREF WI 2005.

Nedenfor kommer en kort presentasjon av de mest utbredte metodene i Europa i dag i følge dataene samlet i BREF WI.

**2.7.2.1 Tiltak for å fange sure komponenter**

- våte systemer: 2 skrubber (vaske tårn) eller 2-trinn skrubber: ”sur” (vann) og basisk (NaOH solusjon)
- semi-våte systemer: slurry (f.eks. Ca(OH)<sub>2</sub> partikler i vann) som sorpsjonsmiddel
- tørre systemer: et pulver (CaO, NaHCO<sub>3</sub>) brukes for adsorpsjon av sure komponenter

**2.7.2.2 Tiltak for å redusere/tilintetgjøre NOx**

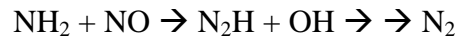
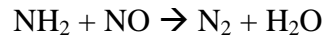
NOx er produsert i avfallsforbrenning ved to mekanismer: brensel NOx og termisk NOx. Brensel NOx er hovedmekanismen i avfallsforbrenning fordi termisk NOx mekanismen ikke bidrar betydelig til NOx dannelse under 1200-1400°C.

To metoder finnes for å redusere NOx i røykgassen:

- SNCR (Selective Non-Catalytic Reduction)
- SCR (Selective Catalytic Reduction)

I SNCR tilføres NH<sub>3</sub> (eller urea) direkte i brennkammeret. NH<sub>3</sub> og urea kan deretter reagere med NOx for å danne N<sub>2</sub>.

Nøkkelreaksjoner (Warnatz):



Disse reaksjonene krever høye temperaturer, men ved for høye temperaturer blir  $\text{NH}_2$  oksidert til  $\text{NO}$ . Derfor foregår  $\text{NO}_x$  reduksjon bare i et bestemt temperaturområde på ca 1200-1300K (Warnatz)/850-1000°C (BREF WI s.113). 60-80% reduksjon av  $\text{NO}_x$  er oppnåelig. Høyere reduksjon krever mer  $\text{NH}_3$ , noe som kan være problematisk (se Tabell 2.2).

**SCR** foregår også ved tilførsel av  $\text{NH}_3$ , men reaksjonene finner her sted over et katalytisk materiale ( $\text{TiO}_2$  dekket av  $\text{V}_2\text{O}_5$  og  $\text{WO}_3$ ) ved moderate temperaturer (180-450°C, oftest 230-300°C). Opp til 90 % av  $\text{NO}_x$  kan tilintetgjøres ved bruk av støkiometrisk mengde av  $\text{NH}_3$ . Tabell 2.2 oppsummerer fordeler og ulemper ved SCR og SNCR.

**Tabell 2.2:** SNCR og SCR: fordeler og ulemper.

Metode	Fordeler	Ulemper
SNCR	Null energibruk Pris	$\text{NH}_3$ slipp $\text{N}_2\text{O}$ dannelse
SCR	90 % reduksjon Kan fjerne dioksiner Støkiometrisk bruk av $\text{NH}_3$	Ikke kostnadseffektiv for små anlegg Støv og $\text{SO}_x$ er giftige Energibruk (Gjenoppvarming nødvendig)

### 2.7.2.3 Tiltak for å unngå, fange eller tilintetgjøre dioksiner/furaner

Disse organiske komponentene er svært miljøgiftige og samler seg i den menneskelige næringskjeden. Dioksiner/furaner fra avfallsforbrenning har flere kilder, og tre typer tiltak kan foretas:

1. Man kan *unngå* dannelse av dioksiner/furaner ved å
  - fjerne precursere (byggesteiner som for eksempel PCBs) fra avfallet, dette krever god kunnskap om avfallssammensetning
  - redusere/unngå oppholdstid av røkgassen ved 200-450°C i rensesystemet (de novo syntese) og samtidig redusere mengden støv/partikler/flyveaske ved disse temperaturene
2. Man kan *fange* dioksiner/furaner vha aktivt kull (eller andre faste stoffer)
3. Man kan *tilintetgjøre* dioksiner/furaner vha SCR

### 2.7.2.4 Tiltak for å fjerne tungmetaller

Tungmetaller (EU direktivet 67/548/EEC: Sb, As, Cd,  $\text{Cr}^{\text{VI}}$ , Cu, Pb, Hg, Ni, Se, Te, Tl, Sn i metall form og deres komponenter) i røkgassen finnes hovedsakelig i form av oksider/sulfider/klorider i støv/partikler/flyveaske. Tiltak for å fjerne støv er derfor også effektive for å fjerne tungmetaller. Et viktig unntak er kvikksølv, Hg, som er veldig flyktig (kokepunkt: 357°C). Hg finnes hovedsakelig i to former i røkgassen: ionisk Hg ( $\text{Hg}^{2+}$ ) og metallisk Hg ( $\text{Hg}^0$ ). Ionisk Hg fjernes vha sur skrubbing, mens  $\text{Hg}^0$  trenger spesielle tiltak hvor de vanligste er:

- blåsing av aktivt kull (adsorpsjon)
- resin filter
- tilførsel av oksideringsmidler, som for eksempel  $\text{ClO}_2^-$  eller  $\text{H}_2\text{O}_2$ , for å oksidere  $\text{Hg}^0$  til  $\text{Hg}^{2+}$
- ved høyt Hg innhold, sikrer tilførsel av Cl dannning av  $\text{HgCl}_2$  (dvs.  $\text{Hg}^{2+}$ ) som kan fjernes ved skrubbing

## 2.8 SKORSTEIN

Stigende hvit røykgass (pga damp) fra skorsteinen er ofte den mest synlige delen av anlegget og kan oppfattes negativt av publikum. Dette ("plume visibility") kan forhindres ved å gjenoppvarme røykgassen. Anlegg med tørr rensing har selvfølgelig ikke dette problemet.

## 2.9 PROSESSKONTROLL OG OVERVÅKINGSSYSTEMET

For å sikre en optimert prosess, må man følge nøkkeltreier for forbrenning. Å definere en god prosess som helhet er imidlertid en utfordring som innebærer mange aspekter som:

- forbrenning
- gassrensing
- energigjenvinning

Tabell 2.3 oppsummerer parametrene som må måles for å sikre en kontinuerlig oppfølging av hele prosessen.

**Tabell 2.3:** Forbrenningsparametrene.

<b>Prosessparameter</b>	<b>Posisjon</b>	<b>Hyppighet</b>
O <sub>2</sub> , trykk, temperatur, H <sub>2</sub> O	Røykgass	Kontinuerlig
pH, temperatur, vannmengde	Avløpsvann	Kontinuerlig
Temperatur etter siste innblåsing av forbrenningsluft nær innervegg (minimumstemperatur)	Brennkammer (røykgass)	Kontinuerlig
Oppholdstid	Røykgass	Kontinuerlig
Mengde avfall som forbrennes	Ikke spesifisert	Ikke spesifisert
<b>Parameter for utslipp til luft*</b>	<b>Posisjon</b>	<b>Hyppighet</b>
Totalt støv, TOC, HCl, HF, SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , CO	Røykgass (ut)	Kontinuerlig
Tungmetaller og dioksiner/furaner	Røykgass (ut)	Minst én måling hver 6. måned
<b>Parameter for utslipp til vann*</b>	<b>Posisjon</b>	<b>Hyppighet</b>
Total mengde suspendert stoff	Vann (rensing)	Daglig
Tungmetaller	Vann (rensing)	Hver måned
Dioksiner/furaner	Vann (rensing)	Minst én måling hver 6. måned
<b>Parameter for restprodukter</b>	<b>Posisjon</b>	<b>Hyppighet</b>
Uforbrent materiale	Bunnaske	Hver 3. måned
Glødetap	Bunnaske	Ikke spesifisert
<b>Andre</b>	<b>Posisjon</b>	<b>Hyppighet</b>
Støy	Ikke spesifisert	Én gang det første året

\*Kvikksølv og dioksiner/furaner er spesielt vanskelig å måle (BREF WI s.140).

Andre parametre som kan være nyttige å kontrollere (ikke i avfallsforskriften, men nevnt i BREF WI) er: CH<sub>4</sub> i røykgass, trykkfall over filter, avfallshøyde over risten.

## 2.10 RESTPRODUKTER

Det finnes tre typer restprodukter:

- Flyveaske/støv/partikler som finnes i filtersystemet
- Bunnaske som er igjen i brennkammeret (samles)
- Reststoffer fra gassrensing som opprinnelig er "fanget" i vann/faste stoffer/slurry

### 2.10.1 Bunnaske og flyveaske

Avfallsforskriften (og EU direktivet) gir følgende krav når det gjelder fysiske og kjemiske egenskaper for bunnaske: en TOC mindre enn 3 % og et glødetap under 5 % (tørrvekt). Før sluttbehandling av bunnaske er det vanlig å fjerne metaller, knuse asken og la den modne (stabilisering) noen uker.

Det finnes to hovedalternativer for sluttbehandling for faste restprodukter:

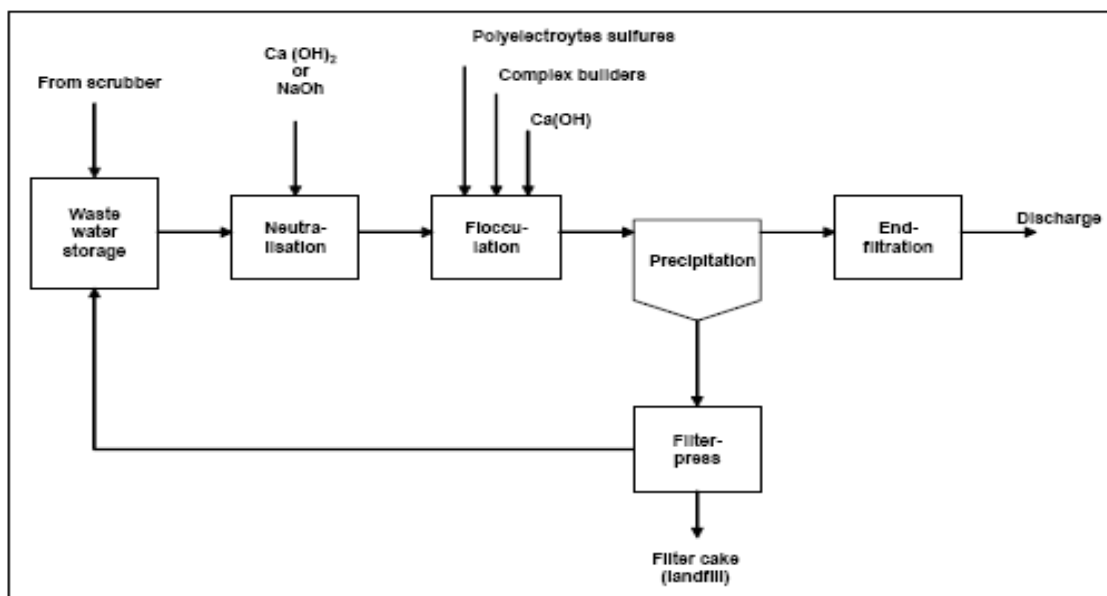
- *Deponering.* Det er imidlertid viktig å ta i betraktning at ”restprodukter fra forbrenning av avfall er *farlig avfall* og skal legges på deponi for farlig avfall, hvis det ikke kan dokumenteres at avfallet ikke har farlige egenskaper” (miljostatus.no). En viktig faktor er utlekkingspotensialet (”leaching value”) av farlige stoffer til miljøet, dette gjelder særlig tungmetaller, klorider og sulfater. Den norske avfallsbransjen (Avfall Norge, tidligere NRF) har vist gjennom en undersøkelse (NRF rapport 2/2006, Prøvetakning og analyse av bunnaske fra forbrenning av avfall) at bunnaske fra avfallsforbrenning kan deponeres som ikke farlig avfall.
- *Viderebruk i betong eller veifylling.* Ved å integrere restprodukter (ikke bare bunnaske) i betong (eller en annen grunnmasse), er det mulig å oppnå bedre stabilitet, som å redusere utlekking (”leaching”) av farlige stoffer til miljøet. Andre avanserte prosesser har mulighet til å smelte/sintre/forglasse asken slik at det som normalt ville blitt unyttigjort bunnaske, vil kunne bli oppgradert til et lagringsstabil produkt som kan benyttes som erstatning for fyllmasse i veier og lignende (armering i vei og anlegg).

Europa står overfor en stor utfordring i dag med manglende lovverk når det gjelder restprodukter: hvorvidt en aske klassifiseres som stabil (utlekkingspotensial og dets tolkning), og om askeinnholdet vurderes som farlig varierer kraftig fra land til land (se 3.3).

### 2.10.2 Vann (fra gassrensing)

Tre behandlingsteknikker for forurenset vann er typisk brukt:

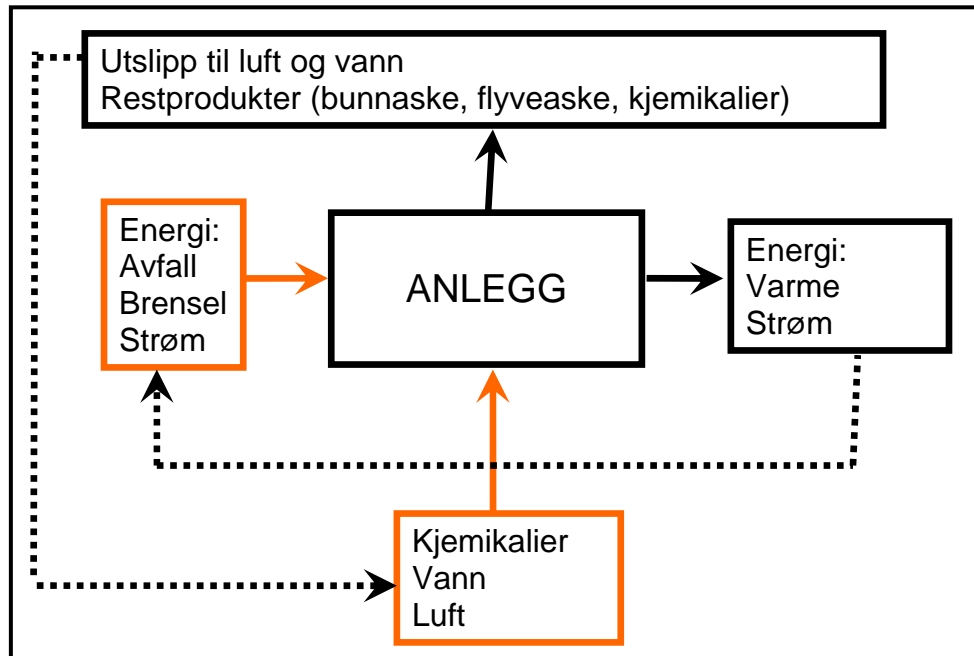
- fysisk-kjemisk behandling (BREF WI s.126), se Figur 2.3.
- fordamping i prosessen vha en ”spray drier” (BREF WI s.129)
- separat fordamping av vann (BREF WI s.130)



**Figur 2.3:** Fysisk-kjemisk behandling av forurenset vann (BREF WI).

### 3 TYPISKE UTSLIPPSVERDIER OG FORBRUK

Figur 3.1 oppsummerer hva som går inn og hva som går ut av et avfallsforbrenningsanlegg.



**Figur 3.1:** Masse- og energibalanse i et avfallsforbrenningsanlegg.

Dette kapitlet presenterer typiske verdier for kjemiske og fysiske egenskaper for:

- utslipp til luft
- utslipp til vann (fra rensing av røykgass)
- bunnaske
- støv, flyveaske, partikler
- kjemikalier (rensekjemikalier fra rensing av røykgass)

#### 3.1 UTSLIPP TIL LUFT

Her er en liste over de skadelige stoffene regulert av EU direktivet 2000/76/EC (Tabell 3.1), som kan slippe ut fra et forbrenningsanlegg:

- totalt støv
- TOC (Total Organic Carbon = gassaktige organiske komponenter)
- sure komponenter (HF, HCl, SO<sub>2</sub>)
- nitrogenforbindelser (NO, NO<sub>2</sub>)
- tungmetaller og deres komponenter (Sb, As, Cd, Cr<sup>VI</sup>, Cu, Pb, Hg, Ni, Se, Te, Tl, Sn)
- dioksiner/furaner (PCDD/PCDF: polyklorerte dibenzo-p-dioksin og polyklorerte dibenzofuran, 210 ulike klorerte forbindelser)
- CO

Andre komponenter og grupper (ikke regulert av EU direktivet 2000/76/EC):

- sure komponenter (HBr, HI)
- nitrogenforbindelser (N<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub>)
- CH<sub>4</sub>
- PCB (Polyklorerte biphenyls)
- PAH (Polyaromatiske hydrokarboner)

**Tabell 3.1:** Utslipp til luft.

Utslipp til luft	Utslippsgrenser (døgnmiddelverdi)	Årlig verdi i Europa (middelverdi)
Totalt støv	10 mg/Nm <sup>3</sup>	0.1-4 mg/Nm <sup>3</sup>
TOC	10 mg/Nm <sup>3</sup>	0.1-5 mg/Nm <sup>3</sup>
HCl	10 mg/Nm <sup>3</sup>	0.1-6 mg/Nm <sup>3</sup>
HF	1 mg/Nm <sup>3</sup>	0.01-0.1 mg/Nm <sup>3</sup>
SO <sub>2</sub>	50 mg/Nm <sup>3</sup>	0.2-20 mg/Nm <sup>3</sup>
NO <sub>x</sub>	200 mg/Nm <sup>3</sup>	20-180 mg/Nm <sup>3</sup>
Cd+Tl	0.05 mg/Nm <sup>3</sup> *	0.0002-0.03 mg/Nm <sup>3</sup>
Hg	0.05 mg/Nm <sup>3</sup> * (0.03 i Norge)	0.0002-0.05 mg/Nm <sup>3</sup>
Sb+As+Pb+Cr+ Co+Cu+Mn+Ni+V	0.5 mg/Nm <sup>3</sup> *	0.0002-0.05 mg/Nm <sup>3</sup>
Dioksiner	0.1 ng TEQ/Nm <sup>3</sup> *	0.0002-0.08 ng TEQ/Nm <sup>3</sup>
CO	50 mg/Nm <sup>3</sup>	2-45 mg/Nm <sup>3</sup>

BREF WI s.156 ("from some European MSWI plants"). Fire referanser 2001-2003.

\*6-8 timer prøvetaking.

I direktivet finnes det 24-timer middelverdier og 0.5-time middelverdier (to kategorier "A" og "B") for alle komponentene med unntak av dioksiner/furaner (middelverdi over 6-8 timer prøvetaking) og tungmetaller (middelverdi over 6-8 timer prøvetaking i avfallsforskriften). CO har også en timinutters middelverdi.

Fra dataene i BREF WI (se Tabell 3.1) ser det ut til at anlegg i Europa klarer å overholde disse utslippsgrensene. Kortsiktige problemer kan imidlertid oppstå ved for eksempel ulykker, oppstart eller shut-downs. Store forskjeller (se dioksiner i Tabell 3.1) viser også at situasjonen er svært heterogene i Europa, sannsynligvis pga ulike teknologier og/eller avfallsegenskaper.

Den eneste signifikante forskjellen i utslippsgrensene mellom Europa og Norge gjelder Hg der utslippsgrensen er 0.03 mg/Nm<sup>3</sup> i Norge, mot 0.05 i EU direktivet. En annen mindre forskjell er prøvetakingstid for tungmetaller (middelverdi over 6-8 timer prøvetaking i avfallsforskriften, 0.5-8 timer prøvetaking i EU direktivet).

### 3.2 UTSLIPP TIL VANN

Parametrene som er regulært av direktivet:

- total mengde suspendert stoff (A/B døgnblandprøver)
- tungmetaller og deres tungmetaller: Hg, Cd, Tl, As, Pb, Cr, Cu, Ni, Zn
- dioksiner og furaner

Direktivet sier også at grenseverdier må fastsettes for kontrollparametre, minimum disse:

- pH
- temperatur
- mengde avløpsvann per tonn forbrent avfall

Det er forurensingsmyndighetene som i utslippstillatelsen skal fastsette grenseverdier for disse og også utslippssted for avløpsvannet (andre parametre presentert i BREF WI: klorider, sulfater, COD, N-Kjeldahl). Tabell 3.2 presenterer EU utslippsgrenser og typiske verdier hentet fra 4 europeiske anlegg. De typiske verdiene ser ut til å variere veldig, men de ligger godt under grensene med unntak av for suspendert stoff.

Anlegg med tørr rensing har selvfølgelig ikke utslipp til vann.

**Tabell 3.2:** Utslipp til vann.

Utslipp til vann	Utslippsgrenser (døgnmiddelverdi)	Typiske verdier*
Suspendert stoff	45 mg/l og 30 mg/l	10-45 og 10-30 mg/l
Hg	0.03 mg/l	0.001-0.03 mg/l
Cd	0.05 mg/l	0.01-0.05 mg/l
Tl	0.05 mg/l	0.01-0.05 mg/l
As	0.15 mg/l	0.01-0.15 mg/l
Pb	0.2 mg/l	0.01-0.1 mg/l
Cr	0.5 mg/l	0.01-0.5 mg/l
Cu	0.5 mg/l	0.01-0.5 mg/l
Ni	0.5 mg/l	0.01-0.5 mg/l
Zn	1.5 mg/l	0.01-1.0 mg/l
Dioksiner og furaner	0.3 ng TEQ/l	0.01-0.1ng TEQ/l
pH	-	6.5-11

\* BREF WI 2005, se tabell i vedlegg.

### 3.3 RESTPRODUKTER

Restprodukter fra avfallsforbrenning har *ulike kilder, ulike fysiske egenskaper og ulik kjemisk sammensetning*:

- bunnaske (fra rist)
- flyveaske og støv (fra filtreringssystemer)
- flyveaske og støv (fra kjel)
- filterkake (fra våte rensesystemer)
- brukte (faste) renseskjemikalier, for eksempel  $\text{NaHCO}_3$  (fra tørr eller semi-våte rensesystemer)
- aktivt kull

Når det gjelder mengde, er bunnasken den viktigste fraksjonen og utgjør 200-350 kg/tonn avfall forbrent. De andre utgjør vesentlig mindre vekt, med for eksempel 7-45 kg/tonn avfall for renseskjemikalier eller 0.5-1 kg aktivt kull per tonn avfall. De ulike fraksjonene representerer miljøutfordringer pga mengde (særlig bunnaske) og giftighet. Renseskjemikalier og aktivt kull kan vanligvis vaskes og resirkuleres. Når det gjelder bunnaske og flyveaske, finnes to sluttbehandlinger; viderebruk (etter eventuelt oppgradering) eller deponering som (farlig) avfall. Sluttbehandlingen er landspesifikk, og det finnes ingen EU standard eller rammebetingelser.

Uavhengig av sluttbehandlingen er utlekking ("leaching") det største problemet. Bunnaske og flyveaske er anrikt av tungmetaller, dioksiner/furaner, klorider og sulfater (se Tabell 3.3), og viderebruk krever derfor godkjenning av materiale, dvs. at materialet er stabilt nok til å bli brukt uten risiko for miljøet.

**Tabell 3.3:** Restprodukter fra avfallsforbrenning: innhold.

Parameter	Bunnaske*	Flyveaske*	Filterkake
Hovedkomponentene	Si*, Al, Mg, Fe, Ca, Na, K		
Pb (mg/kg tørr basis)	500-5500	2500-7000	100-5900
Cr (mg/kg tb)	100-500	400-900	238/20-100
Cd (mg/kg tb)	2-15	50-800	451/5-100
As (mg/kg tb)	2-15	3-30	19/0.5-15
Hg (mg/kg tb)	0.3-3.0	5-50	1590/100-2000
Furaner (µg/kg tb)	0.01-0.2	2-30	1.0-3.0
Dioksiner (µg/kg tb)	0.01-0.2	5-80	4.0-8.0
Densitet (kg/m <sup>3</sup> )	800-2300	500-800	-
TOC (% tb)	1.0-2.5	0.8-2.5	-
Loss on ignition (%)	1.0-4.5	0.5-3.0	-
Fuktighet (%)	8.0-40.0	0.1-1.5	-

BREF WI 2005.

EU direktivet (og avfallsforskriften) legger vekt på bare to parametre:

- TOC må være under 3 %
- glødetapet må være under 5 %

Disse to fokuserer på kvaliteten til utbrenningen, ikke forurensingspotensialet til restproduktene.

ISWAs (International Solid Waste Association) rapport "Management of Bottom Ash from WTE Plants" (utgitt i oktober 2006) oppsummer situasjonen:

- regelverk er forskjellig eller finnes ikke (Nederland krever viderebruk)
- ulike standardiserte testmetoder er i bruk
- aksepterte grenser (innhold og utlekking) i EU viser tre størrelsesordener forskjell
- lokale betingelser og politikk påvirker praksisen

Utfordringen er å evaluere miljøinnvirkning av bunnasken og ikke innholdet av enkelte komponenter selv om det er kjent at de forurenses (Cd, Hg, Pb).

Miljøinnvirkningen er med andre ord utlekkingspotensialet av et restprodukt. Tabell 3.4 viser verdier for Nederland og norske grenseverdier for mottak av avfall på deponi for farlig og inert avfall.



**Tabell 3.4:** Bunnaske utlekkingspotensial.

Komponent	Norske grenseverdier for utlekkingspotensial for deponering (farlig avfall/inert avfall)	Utlekkingspotensial (mg/kg)*
As	3/0.06	0.022
Cd	1.7/0.02	0.003
Cr	15/0.1	0.08
Cu	60/0.6	3
Hg	0.3/0.002	0.001
Pb	15/0.15	0.07
SO42-	17000/1500	5058

Kolonnetest: CEN standard (Norge), NEN 7343 (Nederland).

\* Gjennomsnittsverdier for *alle* nederlandske avfallsforbrenningsanlegg i perioden 1993-1997 (BREF WI 2005).

Det er vanskelig å diskutere resultatene fra Tabell 3.4, men det ser ut til at bunnaske fra Nederland stort sett oppfyller kriteriene for å kunne bli deponert i Norge som ”inert avfall” (Cu og SO42- har for høye verdier) .

Tabell 3.5 presenterer situasjonen i Norge. Her blir over halvparten av restproduktene deponert, men det har også blitt gjort tester for viderebruk av bunnaske (Statens Vegvesen ”Gjenbruksprosjekt 2002-2005”). Som tidligere nevnt, har den norske avfallsbransjen (Avfall Norge tidligere NRF) gjennomført en undersøkelse (NRF rapport 2/2006, Prøvetakning og analyse av bunnaske fra forbrenning av avfall) som viser at bunnaske fra avfallsforbrenning kan deponeres som ikke farlig avfall. Flyveaske er derimot alltid farlig avfall og deponeres på Langøya eller i Mo i Rana. ”Annet” kategorien referer sannsynligvis til at en del av bunnasken er brukt på deponi som tildekkingsmasse, kjøreveg eller lignende. Bruk av bunnaske som oppfyllingsformål vil være i strid med forurensningsloven og dermed ulovlig.

**Tabell 3.5:** Restprodukter fra avfallsforbrenning i Norge. I tonn.

	Restprodukter, i alt	Deponert	Utsortert for materialgjenvinning	Annet
2001	123000	77000	11000	35000
2003	197000	95000	11000	91000
2004	117000	61000	3000	53000

SSB 2006.

### 3.4 ENERGIFORBRUK OG PRODUKSJON

Mesteparten av energien kommer til et avfallsforbrenningsanlegg i form av avfall. Andre brensel kan brukes for å starte forbrenning eller opprettholde forbrenning hvis nødvendig. Energi-produksjon (eller energigjenvinning, energiutnyttelse) fra avfall er en viktig del av IPPC direktivet. Avfallsforskriften erklærer at ”forbrenningsanlegg skal utformes, bygges og drives på en slik måte at all termisk energi generert av forbrenningsprosessen utnyttes så langt det er praktisk gjennomførbart”. Hvor ”gjennomførbart” det er å produsere energi, er avhengig av mange parametre, særlig ikke-teknologiske og lokale parametre:

- investeringskostnad
- nettverk (fjernvarme)
- tilgjengelighet til pålitelige og store kunder

- energimarkedet (pris og subsidier)

Energisituasjonen i Norge er spesiell i Europa, blant annet fordi det ofte er begrenset bruk for energien fra avfallsforbrenning pga små lokalsamfunn, spredd bebyggelse og lite utbygget fjernvarmenett. Det er derfor vanskelig å ha en enhetlig strategi for energieffektivisering og energiøkonomisering i Norge. De fleste anleggene legges imidlertid ved (store) byer der det er potensial for bruk av varme fra avfall, men utvikling av fjernvarmenett tar tid.

Energi fra avfallsforbrenning er produsert i form av:

- varme (varmt vann eller damp)
- kraft
- varme og kraft (CHP)

Noen data om energi og avfallsforbrenning:

- energi overføres fra røykgassen til varmt vann eller damp (40-80 bar, 380-520°C)
- kjeleeffektivitet: 80-90% (utfordring: korrosjon)
- varme omdannes til kraft vha turbiner
- forskjellige typer turbiner brukes innenfor avfallsforbrenning, som for eksempel mottrykksturbin eller dampturbin
- turbiner i avfallsforbrenning er typisk 10 MW (1-60)
- elektrisk effektivitet: 20-22%
- 400-700 kWh kraft kan produseres per tonn avfall

## 4 BAT FOR AVFALLSFORBRENNING

I følge norske miljøvernmyndigheter skal utslippene fra industrien være i samsvar med nivåene som kan oppnås ved bruk av BAT (se tabeller fra BREF WI 2005 vedlagt). EUs IPPC direktiv krever at BAT innføres, både for nye anlegg og ved retrofitting/modernisering av eksisterende anlegg. BREF finnes for en rekke industrier, BAT som skal presenteres her gjelder imidlertid bare avfallsforbrenning og ikke sambrenning av avfall med andre brensel. BREF WI gir hovedsakelig ”generelle” BAT, dvs. BAT for alle typer avfall (kommunalt avfall, husholdningsavfall, farlig avfall, klinisk avfall, kloakkslam, RDF).

To viktige trekk ved BREF er at

- den gir veiledende informasjon og er ikke juridisk bindende
- den understreker sterkt at når en konsesjon gis, må lokale betingelser tas i betraktning. Lokale betingelser inkluderer miljø, avfallssammensetning, avfallsegenskaper, strøm/energi marked (pris), teknologisk tilgjengelighet, anleggsegenskaper (størrelse), økonomiske og politiske vilkår (bærekraftig utvikling, subsidier, avfallsstrategi)

Hvordan en BAT (BAT #53 her) ser ut i BREF WI:

53. *the treatment of bottom ash (either on or off-site), by a suitable combination of:*

- a. *dry bottom ash treatment with or without ageing, as described in 4.6.6 and 4.6.7, or*
- b. *wet bottom ash treatment, with or without ageing, as described in 4.6.6 and 4.6.8, or*
- c. *thermal treatment, as described in 4.6.9 (for separate treatment) and 4.6.10 (for in-process thermal treatment) or*
- d. *screening and crushing (see 4.6.5)*

*to the extent that is required to meet the specifications set for its use or at the receiving treatment or disposal site e.g. to achieve a leaching level for metals and salts that is in compliance with the local environmental conditions at the place of use.*

### 4.1 OVERSIKT OVER DE 56 BAT FOR AVFALLSFORBRENNING

De BAT som gjelder for alle typene avfall presenteres i kapittel 4.2. De kan deles opp i følgende tema:

- 10 BAT om mottak/lagring av avfall (BAT # 1-10)
- 2 BAT om avfallsforbehandling (#11-12)
- 11 BAT om overvåking og kontroll av prosessen (#13-23)
- 1 BAT om pyrolyse/gassifisering (#24)
- 10 BAT om energi (#25-34)
- 5 BAT om røykgassrensingssystem (#35-39)
- 1 BAT om NO<sub>x</sub> reduksjon (#40)
- 3 BAT om reduksjon av dioksiner/furaner (#41-42, 45)
- 3 BAT om Hg (#43-45)
- 3 BAT om vann fra røykgassrensing (#46-48)
- 5 BAT om askebehandling (#49-53)
- 1 BAT om restprodukter fra røykgassrensing (#54)
- 1 BAT om støy (#55)
- 1 BAT om ”Environmental Management System” (EMS) (#56)

Det finnes også spesifikke BAT for kommunalt avfall, sortert eller forbeholdt kommunalt avfall, farlig avfall, kloakkslam og klinisk avfall. Disse presenteres i kapittel 4.3-4.5.

## 4.2 BAT PER BAT BESKRIVELSE

I dette kapitlet gis en oppsummering av hver BAT. *Kursiv* referer til kapitler i BREF WI 2005.

### BAT om mottak/lagring av avfall

1. Anleggets design må tilpasses avfallets egenskaper

4.1.1 Tekniske kriterier å ta i betraktning

4.2.1 Valg av forbrenningsteknologi (rist eller annet, BREF WI tabell s.236-239)

4.2.3 Forbrenningskammerdesign

2. Anlegget må være rent og oversiktlig (4.1.2).

3. Vedlikehold og forebyggende vedlikehold.

4. Kontroll over avfallets egenskaper

4.1.3.1 Etablering av begrensninger eller identifisering av risikoer

4.1.3.2 Samarbeid med avfallsleverandører (bedre avfallskvalitet)

4.1.3.3 Kontroll over avfallskvalitet/innhold

4.1.3.4 Prøvetaking og testing av avfall (kjemiske og fysiske egenskaper)

4.1.3.5 Detektor for radioaktive materialer

5. Forsvarlig lagring av avfall (sikkerhet, miljø), dvs. tette arealer med kontrollert innsamling av utløpsvæsker (4.1.4.1).

6. Regulering av lagringstid (=begrensning av lagringstid)

Det er BAT (4.2.4.1) å

- hindre lagring av for store volumer

- kontrollere innlevering av avfall ved samarbeid/kommunikasjon med leverandører

Å mate inn ferskt avfall kan imidlertid føre til fluktuasjoner i forbrenningsprosessen.

7. Begrensning av luktspredning (fra mottak/lagring) ved å sende lufta fra lagringsarealet inn i brennkammeret (4.1.4.4). Det er også BAT, når forbrenning ikke kan foretas, å unngå lagring av store mengder avfall og å sende luft gjennom et luktkontroll system.

8. Atskilt lagring av forskjellige typer avfall (4.1.4.5).

9. Eventuelt merking av avfallsbeholdere (4.1.4.6).

10. Brannsikring av anlegget (forebygging, detektor, kontroll) særlig mottak, lagring, elektriske systemer, posefilter (4.1.4.7).

### BAT om avfallsforbehandling

11. Forbehandling av avfall for å oppnå anleggets spesifikasjoner (se BAT #1) og for å homogenisere avfallet (4.1.5.1). Eksempler: riving, knusing, blanding (kran) og tørking.

12. Fjerning av metaller (ferro- og ikke-ferro) så lenge det er økonomisk relevant (fra bunnaske eller fra revet avfall).

4.1.5.5, 4.6.4 Magneter (forskjellige typer) eller "Eddy current" separatorer

### **BAT om overvåking og kontroll av prosessen**

13. Visuell overvåking av lagrings- og innmatningsområder (4.1.6.1)
14. Begrensning av ukontrollert luftinnførsel til brennkammer (gjennom innmatningssystemet eller andre steder).
  - 4.1.6.4 Eksempler av løsninger
15. Bruk av strømningsmodellering for å løse utfordringer angående forbrenningsprosess og røykgassrensing (brennkammer, kjel, lufttilførsel, SNCR, SCR).
16. Begrensning av antall shut-down og oppstart for å redusere utslipp. Tiltak: forebyggende vedlikehold, kontinuerlige rutiner (4.2.5).
17. "Forbrenningskontroll filosofi", dvs. kriterier for å opprettholde en god forbrenningsprosess (4.2.6, 4.2.7).
18. Optimering av forbrenningskontroll vha (4.2.8, 4.2.9, 4.2.19, 4.2.4)
  - kontroll over lufttilførsel (antall, plassering, mengde, temperatur osv)
  - kontroll over temperaturnivå og fordeling
  - tilfredsstillende oppholdstid og homogen blanding av røykgass
19. Driftsbetingelser som følger EU direktivet om avfallsforbrenning når det gjelder
  - temperatur (850°C minst, 1100°C når [Cl] $>$ 1% i avfallet)
  - oppholdstid (2 sekunder minst)
  - turbulensAndre betingelser kan brukes hvis BATs utslippsnivåer (eller bedre) oppnås.
20. Forvarming av forbrenningsluft for brensel med lav brennverdi vha gjenvunnet varme (4.2.10).
21. Bruk av tilleggsbrenner for å opprettholde forbrenning innen de bestemte driftskriteriene (4.2.20) og for oppstart og shut-down.
22. Kombinering av varmfjerning og isolering i brennkammer for å optimere varmebruk (4.2.22, 4.3.12).
23. Riktige (=store nok) dimensjoner på brennkammer for å ha riktig oppholdstid og temperatur (=lav CO og VOC) (4.2.23).

### **BAT om pyrolyse/gassifisering**

24. BAT om gassifisering og pyrolyse.

### **BAT om energi**

25. Nok "empty passes" i kjelen (4.2.23, 4.3.11) til å redusere røykgasstemperaturen. Høy temperatur (typisk 600-750°C for avfallsforbrenning) gir klebrig flyveaske og deretter beleggdannelse. Beleggdannelse er avhengig av avfallets egenskaper og dampbetingelser.

26. Generell optimering av energieffektivitet og –gjenvinning
- redusere tap fra røykgass (4.3.2, 4.3.5)
  - kjel som sikrer et energiutbytte ("thermal conversion") på minst 80% (med kommunalt avfall), 80-90% (med forbehandlet avfall i fluidised bed), 60-70% (med farlig avfall), for andre tilfeller: 60-90%
  - gassifisering/pyrolyse: minst 80% energiutbytte (termisk)
27. Sikring av langsiktig varme/dampl levering til store brukere (4.3.1) (= økt energigjenvinning).
28. Lokalisering av nye anlegg slik at bruk av varme/damp fra kjelen kan maksimeres med en kombinasjon av:
- varme og kraft (CHP)
  - fjernvarme
  - levering av prosessdamp til industri
  - bruk i nedkjøling og "airconditioning" systemer
29. Optimering av dampbetingelser (høyest mulig temperatur og trykk) for å få høyest mulig kraftproduksjon og samtidig beskytte kjelen mot korrosjon vha "suitably resistant materials". Korrosjon er svært avhengig av avfallssammensetningen.
30. Valg av turbiner som er egnet til:
- strøm og varmeproduksjon
  - høy elektrisk virkningsgrad
31. Reduksjon av kondensators trykk ("improve vacuum" gir bedre energiutbytte) hvor kraftproduksjon er prioritert over varme (NB: enklere å oppnå i kalde klima).
32. Generell minimering av energiforbruk ved anlegget, inkludert (4.3.6):
- energieffektivt utstyr
  - unngå gjenoppvarming av røykgass (dvs. høyere driftstemperatur)
  - SCR energibruk (resirkulering, lavere driftstemperatur)
  - hvor gjenoppvarming er nødvendig, minimere energiforbruk
  - bruk av energi produsert i anlegget fremfor importert energi
33. Om nødvendig, valg av det beste egnet kjølingssystemet (4.3.10).
34. On-line og off-line rensrutiner for kjelen for å begrense oppholdstid og akkumulering av støv (4.3.19).

### **BAT om røykgassrensesystem**

35. Et røykgassrensesystem som når BAT utslippsnivåer (se Tabell BREF WI 2005 s.440-441 vedlagt).
36. Faktorer som må bli tatt i betraktning ved valg av rensesystem:
- generelle faktorer (4.4.1.1, 4.4.1.3)
  - energiforbruk (4.4.1.2)
  - kompatibilitetsproblemer ved retrofitting av anlegg (4.4.1.4)

37. Ved valg at røykgass rensesystem: se faktorer i BREF WI 2005 (se Tabell BREF WI s.443 vedlagt).

38. For å redusere strømforbruk unngå bruk av to posefilter i en linje.

39. Reduksjon av forbruk av renskemikalier og produksjon av restprodukter i tørre/semi-våte rensesystemer med en kombinasjon av:

- kontroll over forbruk av kjemikalier
- overvåking av "rå" HCl og/eller SO<sub>2</sub> (eller andre) for å optimere forbruk (4.4.3.9)
- resirkulering av brukte kjemikalier (4.4.3.7)

Alt dette kommer an på avfallet, utslippsgrensene og teknisk erfaring med anlegget.

### **BAT om NO<sub>x</sub>, dioksiner/furaner og Hg**

40. Primære (forbrenningsrelaterte) tiltak og SCR (4.4.4.1) eller SNCR (4.4.4.2) for å redusere NO<sub>x</sub>. SCR er BAT når en høy reduksjonseffektivitet kreves. Tekniske problemer har blitt rapportert ved retrofitting av SNCR i små eksisterende anlegg (<6 tonn avfall/time).

41. Reduksjon av utslipp av dioksiner/furaner til miljøet med en kombinasjon av:

- kunnskap og kontroll over avfallsinnhold (4.1)
- primære tiltak for å tilintetgjøre dioksiner/furaner eller deres precursere (byggesteiner) i avfallet (4.4.5.1 forbehandling av avfall og kontrollert forbrenning)
- betingelser (design og drift) som reduserer dannelse av dioksiner/furaner, særlig viktig å unngå støvfjerning (vha filter) ved 250-400°C (4.4.5.2) for å unngå *de novo* syntese
- en kombinasjon av: adsorpsjon med aktivt kull (4.4.5.6) eller i fixed bed (4.4.5.7), bruk av SCR (4.4.5.3) eller katalytisk filter (4.4.5.4)

42. Når våt skrubbing brukes, må man sjekke dioksiner/furaners "memory effect", og utføre tiltak for å unngå slipp ("breakthroughs") særlig ved oppstart og shut-down.

43. Hvis "re-burn" av restprodukter fra røykgassrensing er brukt, unngå akkumulering av Hg i anlegget.

44. For å redusere Hg utslipp (ved våt skrubbing som hoved Hg fjerningstiltak):

- lav pH skrubbing (under 1, 60-70°C) fjerner >95% av Hg<sup>2+</sup> og 0-10% av Hg<sup>0</sup> fulgt av additiver (svovelforbindelser/aktivt kull/oksidanter) fjerner 20-30% av Hg<sup>0</sup>  
→ samlet reduksjon: ca. 85% (4.4.6.1)
- ClO<sub>2</sub><sup>-</sup> ("chlorite") tilførsel for å oksidere Hg<sup>0</sup>: Hg<sup>0</sup> → Hg<sup>2+</sup> → fjerning med våt skrubber (4.4.6.5)
- H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> for å oksidere Hg<sup>0</sup>: Hg<sup>0</sup>: Hg<sup>0</sup> → Hg<sup>2+</sup> → fjerning med våt skrubber (4.4.6.6)
- aktivt kull for Hg<sup>0</sup> adsorpsjon (95% fjerning); brannfare med aktivt kull fører til bruk av 90% kalk og 10% kull (4.4.6.2)
- statisk aktivt kull eller koks filter (4.4.6.7)

45. For å redusere/kontrollere Hg utslipp (i semi-våte/tørre rensesystemer):

- aktivt kull eller andre renskemikalier (fjerner også dioksiner/furaner, 4.4.6.2)

### **BAT om vann fra røykgassrensing**

46. Optimering av resirkulering og gjenbruk av avløpsvann (4.5.8), inkludert gjenbruk av vann fra kjelen for skrubbing (4.5.6).

47. Separate behandlings/innsamlingssystemer for avløpsvann og avvanning (4.5.9).

48. Der hvor våte rensesystemer brukes:

- on-site fysisk-kjemisk behandling av avløpsvann fra skrubbing før utslipping til miljøet (4.5.11), BAT nivåer er gitt i BREF WI 2005, Tabell s.446. Denne er vedlagt.
- separat behandling av avløpsvann fra basisk og sur skrubbing (4.5.13)
- resirkulering av avløpsvann fra våt skrubbing (4.5.4) med bruk av elektrisk konduktivitet som kontrollelement
- lagringsmuligheter for avløpsvann for å ha en mer stabil renseprosess (4.5.10)
- bruk av sulfider, som for eksempel M-trimercaptotriazine (TMT), eller andre bindemidler for å fjerne Hg og andre tungmetaller fra vannet. "Metall-TMT" komponentene er i fast fase. Strukturen til Metall-TMT komponentene er veldig kompleks og lite kjent (4.5.11)
- ved bruk av SNCR, NH<sub>3</sub> stripping og resirkulering (4.5.12)

### **BAT om askebehandling**

49. Tiltak for å optimere utbrenning og oppnå EU direktivets kriterier for bunnaske (TOC<3 wt% og glødetap<5 wt%, tørr basis), dvs. optimering av forbrenningsprosessen (4.2). Dette gjelder spesielt:

- brennkammer- design, betingelser avfallsgjennomløp (temperatur, oppholdstid, turbulens) (4.2.1, 4.2.17, 4.2.18)
- brennkammer som sikrer lang nok oppholdstid for avfallet på risten (4.2.11)
- blanding og forbehandling av avfall (BAT#11)
- optimering og kontroll av forbrenningsprosessen (BAT#18)

50. Separat behandling av de forskjellige restproduktene: bunnaske, flyveaske og røykgassrensing rester. Det er viktig å unngå forurensing av bunnaske (høyt innhold av tungmetaller i flyveaske og filterkake, se Tabell 3.3). Dette forbedrer potensialet for bunnaske gjenvinning (veifylling for eksempel).

Det er også BAT å sjekke kjelaskens innhold før separat behandling eller blanding med bunnaske.

51. Når et grovt støvfjerningstrinn brukes (4.6.3, 4.4.2.1), sjekk flyveaskeinnhold for å bestemme gjenvinning/behandling/deponering.

52. Fjerning av metaller fra bunnaske for gjenvinning (4.6.4).

53. Bunnaskebehandling (on-site/off-site):

- tørr behandling med/uten modning:  
4.6.6: modning av aske i 6-20 uker for å oppnå et stabilt materiale. Modning (utendørs eller innendørs) sikrer utlekking av saltene og karbonisering. Fersk bunnaske er ikke inert, modning reduserer reaktivitet og metall utlekking slik at bunnasken kan bli brukt i veifylling. Et eksempel på et problem med fersk bunnaske er: Al i bunnaske → Al(OH)<sub>3</sub> + H<sub>2</sub> = volum økning = tekniske problemer med bruk i bygging/fylling  
4.6.7: jern metall fjerning + størrelse reduksjon (knusing + sikting) + sortering ("screening") + ikke-jern metall fjerning + modning
- våt behandling med/uten modning (4.6.6, 4.6.8): hovedtrekk ved denne behandlingen er våt separering ("washing") av 0-2 mm partikkelfraksjonen. Mesteparten av komponenter



med utlekkingspotensial og organiske komponenter finnes i denne 0-2 mm fraksjonen, slik at den "grove" fraksjonen har et begrenset utlekkingspotensial (ulempe: produksjon av forurenset vann)

- termisk behandling

4.6.9: flere metoder finnes. Prinsippet er å bruke termisk behandling for å produsere et stabilt glassaktig produkt: 1100-1200°C (tradisjonelle termiske metoder); 1400-1500°C (plasma behandling fører til "vitrification and melting" av bunnaske, produkter er slag/glass og metall), disse metodene er komplekse og kostbare mhp energi.

4.6.10: "slagging rotary kiln"

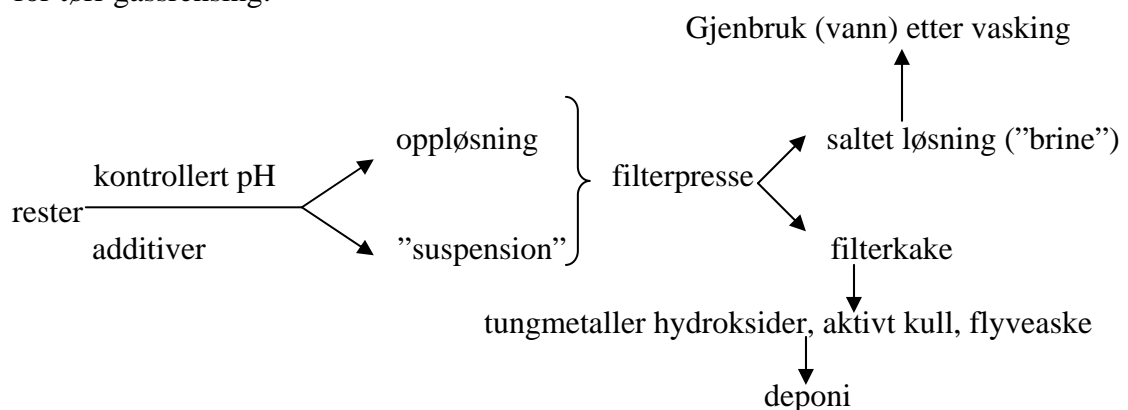
- sikting og riving/knusing (4.6.5)

Alt dette for å oppnå ønsket spesifikasjoner (land spesifikk, se også 3.3 i denne rapporten).

### BAT om restprodukter fra røykgassrensing, støy og EMS

54. Behandling av restprodukter fra røykgassrensing i følge EU direktivet. Dette inkluderer også vurdering av disse teknikkene (4.6.11):

- blanding med betong
- "vitrification" og "melting" (se BAT#53)
- sur vasking av kjel og flyveaske (fjerning av oppløselige tungmetaller og salter og redusert utlekkingspotensial), såkalt FLUWA prosess
- for tørr gassrensing:



55. Tiltak for støyreduksjon (3.6, tabell med tiltak).

56. Bruk av "Environmental management System (EMS)". Det er BAT å implementere et EMS som tar i betraktning (viktigste punkter):

- miljøpolitikk
- planlegging av tiltak
- gjennomføring av tiltak
- vurdering av utførte tiltak og eventuelt korrigerings/forbedring
- undersøkning/vurdering av ledelse
- ekstern vurdering
- regelmessig publikasjon av en miljørapport
- implementering av anerkjente vurderingssystemer (for eksempel ISO 14001:1996)
- miljøinnvirkning
- oppmerksomhet/interesse for nye teknologier
- referansetesting ("benchmarking")
- idriftsettelsesprosedyre ("commissioning")

### **4.3 SPESIFIKKE BAT FOR KOMMUNALT AVFALL**

57. Avfallslagring i tette bunkere med samling av væskesøl (unntak: store objekter uten forurensningsrisiko).

58. Ved langvarig lagring av avfall, bruk av ballepressing (4.1.4.3) eller andre metoder for å begrense lukt, brann og utslipp.

59. For å oppnå en bedre forbrenningsprosess, homogeniser avfallet vha:

- blanding i bunker (4.1.5.1)
- riving/knusing av for store objekter

60. Ristdesign slik at primærluft hovedsakelig brukes for forbrenning og ikke nedkjøling. Avfall med brennverdi over 18 MJ/kg kan kreve vannkjølt rist.

61. Lokalisering av nye anlegg slik at CHP og/eller varme- og/eller dampbruk kan optimeres, slik at minst 1.9 MWh/tonn avfall energi blir eksportert.

62. Når mindre enn 1.9 MWh/tonn avfall energi kan bli eksportert, må man velge den beste av:

- 0.40-0.65 MWh strøm/tonn avfall + varme/damp eventuelt
- produksjon av samme mengde strøm som forbruket i anlegget

63. Reduksjon av strømforbruket i anlegget under 0.15 MWh/tonn avfall.

### **4.4 SPESIFIKKE BAT FOR SORTERT ELLER FORBEHANDLET KOMMUNALT AVFALL**

64. Se BAT#57.

65. Se BAT#58.

66. Ved nye eller eksisterende anlegg, produksjon av det høyeste av:

- 0.6-1.0 MWh strøm/tonn avfall
- det årlige strømforbruket i anlegget

67. Lokalisering av nye anlegg slik at

- 0.6-1.0 MWh strøm/tonn avfall + 0.50-1.25 MWh/tonn avfall kan produseres
- når strøm ikke produseres, termisk eksport av 3 MWh/tonn avfall

68. Redusere energiforbruket ved anlegget, og generelt mindre forbruk enn 0.2 MWh strøm/tonn avfall.

### **4.5 ANDRE BAT**

BREF inneholder også 7 BAT for farlig avfall, 2 BAT for kloakkslam og 5 BAT for klinisk avfall.

### **4.6 OPPSUMMERING AV KAPITTEL 4**

Det finnes BAT for hvert aspekt av avfallsforbrenningsprosessen, men det er viktig å se på prosessen som en helhet (valgt løsningen må tilpasses hvert tilfelle). BREF legger vekt på:

- sikkerhet
- effektiv og kontrollert forbrenning
- energiproduksjon (kraft og varme)
- kartlegging av ulemper/fordeler ved forskjellige røykgassrensingsystemer
- problematiske farlige stoffer (NO<sub>x</sub>, dioksiner/furaner, Hg)
- forsvarlig/effektiv behandling av avløpsvann og aske (og andre restprodukter)

## 5 NYE TEKNOLOGIER I AVFALLSFORBRENNING

Dette kapitlet tar for seg nye teknologier innenfor avfallsforbrenning, som er presentert i BREF WI 2005. Disse teknologiene har ikke blitt brukt på en kommersiell skala, men har ofte blitt testet og anses å ha et stort potensial i nær framtid.

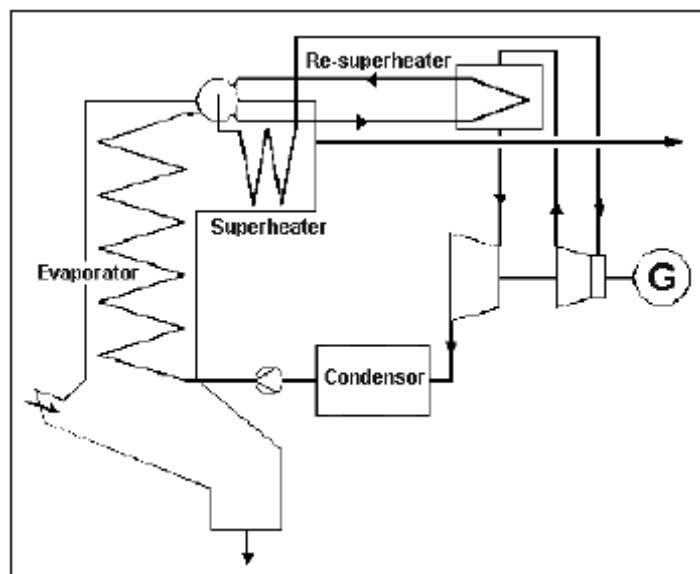
Denne delen er forholdsvis kort i BREF WI (15 sider av mer enn 600), og alle teknologiene er ikke like godt beskrevet. Utfyllende litteratur har derfor blitt brukt for å gi en bedre beskrivelse og forståelse av teknologiene. 12 teknologier er presentert i BREF WI, samt miljøfordeler, tverreffekter, driftsdata, anvendbarhet, økonomi, drivkraft, eksempler/erfaringer og referanser. I dette kapitlet er det fokus på teknisk beskrivelse og ulemper/fordeler ved teknologiene.

### 5.1 NY TEKNOLOGI 1: DAMP SOM ”SPRAYING AGENT”

Bruk av damp istedenfor luft i sekundært forbrenningskammer (”as a spraying agent”).

### 5.2 NY TEKNOLOGI 2: ”REHEATING OF TURBINE STEAM”

Økt kraftproduksjonsvirkningsgrad (+ ca 2-3% i følge BREF WI) vha ”reheating of turbine steam”, se Figur 5.1.



**Figur 5.1:** ”Reheating of turbine steam”.

Virkemåten til ”reheat turbine” kan forklares slik: etter turbinen (turbin 1) har dampen lavere temperatur og lavere trykk enn før turbinen, dampen blir deretter gjenoppvarmet til høyere temperatur men uten økt trykk og sendt til en lav/middel trykksturbin (turbin 2).

Dette fører til et høyere energiutbytte. Anvendbarhet (økonomisk) avhenger av strømpris, men dette er et komplekst system og medfører derfor høyere teknisk risiko.

### 5.3 TEKNOLOGI 3: FJERNING AV DIOKSINER/FURANER

Nye tiltak for å redusere dioksiner/furaner (i rå røykgass):

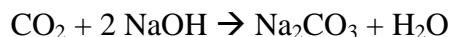
- tilføring av kjemikalier for å hindre dannelse av dioksiner/furaner. Disse kjemikaliene er kalt "inhibitors" i BREF WI uten detalj. Her er referansen på en artikkel som ser nærmere på dette: "Prevention of dioxins de novo formation by ethanolamines", Xhrouet et al., Environm. Chem. Lett. (2003) 1:51-56.
- Bruk av høytemperatur (>450°C) keramisk filter for støvfjerning (lite erfaring)
- Bedre rensingsrutiner for kjelen ("effective cleaning")

### 5.4 NY TEKNOLOGI 4: OLJESKRUBBER

Bruk av en oljeskrubber for å fjerne "polyhalogenated aromatics" (blant annet dioksiner/furaner) og PAHs (oil scrubber: a packed tower which uses mineral oil as a sorbent for the extraction solvent). Metoden er basert på at disse komponentene er oppløselige i lipider og olje, og de kan derfor brukes som absorpsjonsmiddel. Olje kontaminert med dioksiner/furaner ved en konsentrasjon av 0.1 mg/kg kan brennes i anlegget.

### 5.5 NY TEKNOLOGI 5: NATRIUMKARBONAT PRODUKSJON

Bruk av CO<sub>2</sub> i røykgassen for å produsere natriumkarbonat. Etter røykgassrensing, tilføres natriumhydroksid (NaOH) i røykgassen i et fylt tårn for å produsere natriumkarbonat:



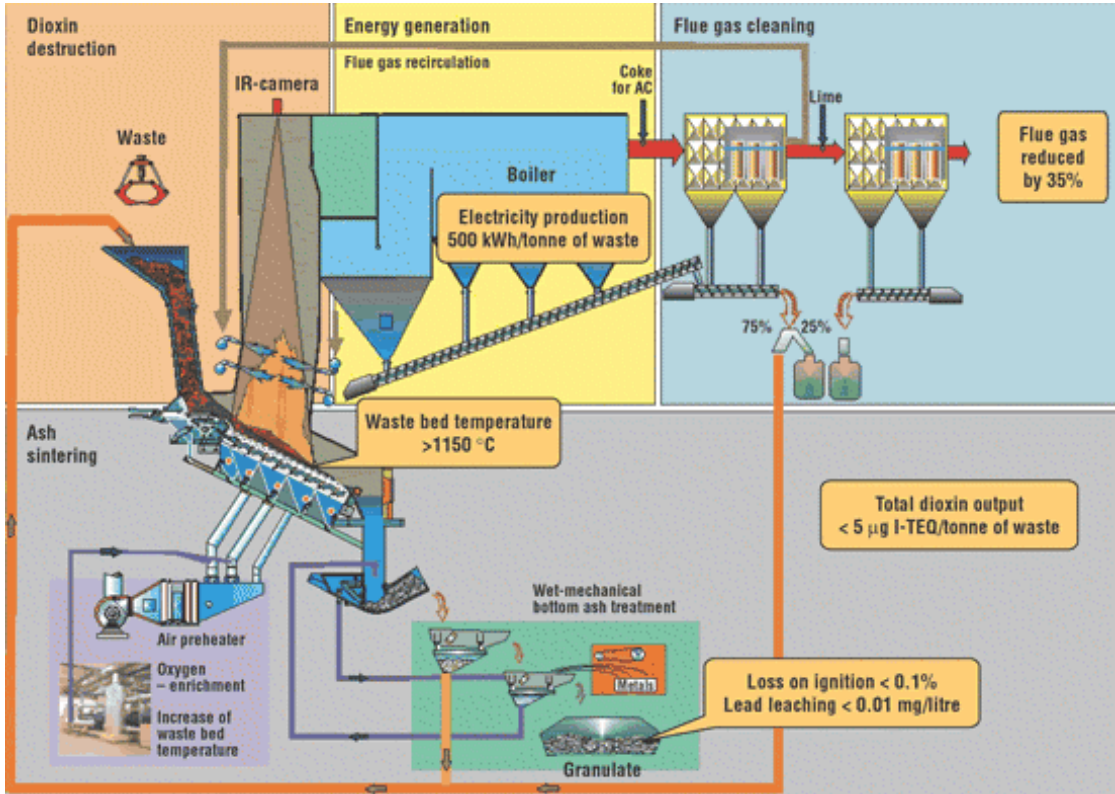
Røykgassen går gjennom en disfjerner før den slippes ut. Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> løsning blir pumpet fra tårnet og sendt direkte til brukerens anlegg. Ulemper ved teknologien er at store mengder NaOH blir brukt og dets produksjon forårsaker mye CO<sub>2</sub>.

### 5.6 NY TEKNOLOGI 6: SYNCOM™ PROSESS (MARTIN GMBH)

SYNCOM er et integrert og komplekst system for avfallsforbrenning (se Figur 5.2). De viktigste elementene er:

- høytemperatur (>1150°C) forbrenning med O<sub>2</sub> anriket luft ("superoksidering") og kontrollert av IR kamera. Dette fører til tilintetgjørelse av dioksin, askesintring og reduksjon av flyveaske
- "reverse acting" rist for å oppnå god utbrenning
- kraftproduksjon
- røykgassrensing og resirkulering, som fører til 35% røykgassreduksjon
- ikke-sintret aske er resirkulert til forbrenningskammer
- sintret aske er behandlet (våt-mekanisk) og veldig stabil (glødetap<0.1%, Pb utlekking<0.01 mg/L), og kan bli brukt videre i form av granulater
- SNCR

Største ulempe: 5-10% økning i investeringskostnad (men granulatene kan selges).



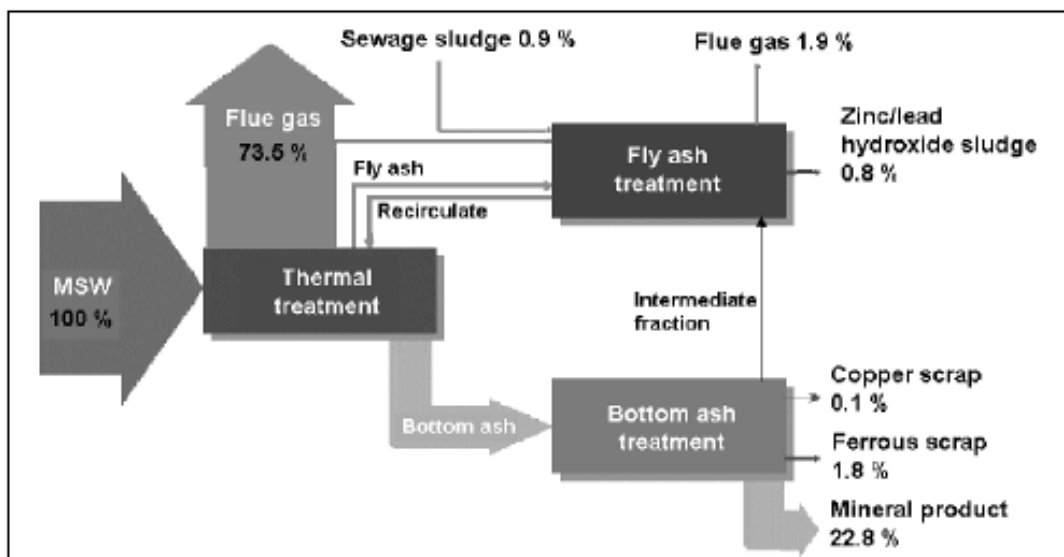
**Figur 5.2:** SYNCOM™ prosess. Martin GmbH

**5.7 NY TEKNOLOGI 7: PECK<sup>TECH</sup> PROSESS**

PECK<sup>TECH</sup> prosess er en kombinasjon av ulike kjente sub-prosesser.

Tre komponenter (se Figur 5.3):

- to-trinn termisk behandling ved kombinasjon av (1) en rist og (2) en "rotary kiln": (1) avfallet er gassifisert ved 950°C, (2) utbrenning ved høy temperatur (1400°C).



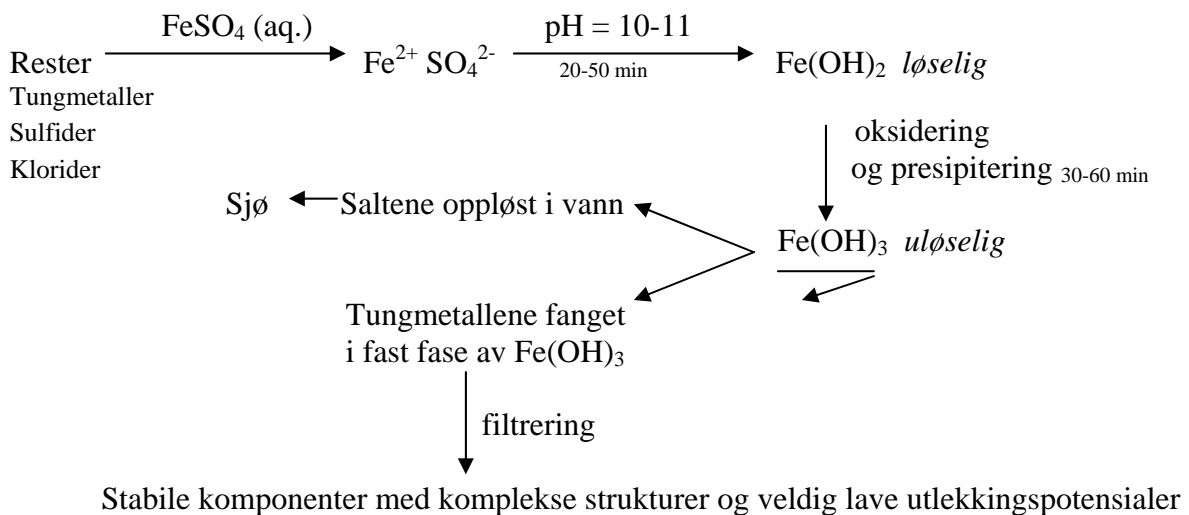
**Figur 5.3:** PECK<sup>TECH</sup> prosess. BREF WI

Denne teknikken fører til fordamping av tungmetaller og smelting/sintring av aske, samt mindre dioksiner og mindre flyveaske.

- *flyveasken*, som blir produsert er svært rik på tungmetaller, og blir derfor kjemisk behandlet (kloakkslam tilført) for å frasortere flyktige tungmetaller (Zn, Pb, Cd). Resten av flyveasken er resirkulert til forbrenning
- *bunnasken* er et stabilt glassaktig produkt ("mineral product"). Etter knusing og fjerning av ikke-flyktige tungmetaller (Cu, Fe), kan resten brukes i byggeindustrien.

### 5.8 NY TEKNOLOGI 8: FERROX PROSESS

*Ferrox prosessen* stabiliserer restprodukter fra røykgassrensing. Denne stabiliseringsteknikken bruker  $\text{FeSO}_4$  for å vaske bort saltene og for å binde tungmetallene til den faste fraksjonen.



**Figur 5.4:** Beskrivelse av Ferrox prosessen

Typisk forbruk per tonn rest: 10-50 kg Fe og 3-4 m<sup>3</sup> vann.

Kostnadene er estimert til 65 €/tonn (for et 20 000 tonn/år anlegg), men ingen full-skala anlegg finnes. En interessant referanse: "Treatment of waste incinerator air-pollution-control residues with  $\text{FeSO}_4$ : Concept and product characterisation", Lundtorp et al., Waste Manage Res 20 (2002) 69-79.

### 5.9 NY TEKNOLOGI 9: CO<sub>2</sub> STABILISERING AV RESTPRODUKTER FRA RØYKGASSRENSING

Denne teknologien benytter samme prinsippet som Ferrox prosessen (ny teknologi 8), men  $\text{FeSO}_4$  er erstattet av  $\text{CO}_2$  og/eller  $\text{H}_3\text{PO}_4$ . Tungmetallene blir derfor fanget i den faste fraksjonene i form av karbonater ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) og/eller fosfater ( $\text{PO}_4^{3-}$ ).

### 5.10 NY TEKNOLOGI 10: BEHANDLING AV RESTPRODUKTER

Nye behandlingsmåter for restprodukter (bunnaske, flyveaske):

- bruk i betongindustri  
Etter vasking, kan flyveaske sammen med bunnaske bli matet inn "cement kiln" for å erstatte  $\text{CaCO}_3$  (kalkstein)
- bruk av kalsium karbonater/oksider/hydroksider i betong industri  
Etter en flere trinns utskillingsprosess (vasking, NaOH, filtrering), blir restproduktene delt opp i tre fraksjoner: tungmetaller (5%), kalsium- og natriumklorider (25%) og oksider (70%). Oksider kan bli brukt videre i "cement kiln".
- fordamping av tungmetaller (i flyveaske) i en HCl-rik atmosfære  
Dette vil føre til dannelse av metallklorider, som deretter skal kondensere på et filter før eventuelt gjenvinning. "Renset" flyveaske kan brukes videre i bygningsindustri.
- hydro-metallurgisk behandling + forglassing ("vitrification") av flyveaske (gjort ved et anlegg i Frankrike):
  - 1) fjerning av tungmetaller og salter
  - 2) forglassing (= stabilisering) av gjenværende flyveaske
  - 3) bruk i bygging

### 5.11 NY TEKNOLOGI 11: MEMBRANTEKNOLOGI FOR VANNRENSING

Membranteknologi for rensing av vann. Ingen detaljer eller spesifikke anvendelser er gitt i BREF WI.

### 5.12 NY TEKNOLOGI 12: GASSRENSING

Et røykgassrensesystem som kombinerer:

- 1) tørr rensing med  $\text{NaHCO}_3$  (140-300°C) for å fjerne  $\text{SO}_x$ , HCl og HF
- 2) SCR for å fjerne  $\text{NO}_x$
- 3) våt skrubbing (med resirkulering av vannet) for å fjerne gjenværende HCl

Fordeler: lave utslippsnivåer, ikke noe utløpsvann, tåler fluktuasjoner i avfallsinnhold, ingen gjenoppvarming mellom 1) og 2).

Ulempe: ekstra tiltak nødvendig for å fjerne dioksiner og Hg.

### 5.13 OPPSUMMERING AV KAPITTEL 5

For å oppsummere, fokuserer nye teknologier hovedsakelig på:

- Dioksiner
- Tungmetaller
- Redusert forbruk, resirkulering og gjenvinning (vann, energi, tungmetaller osv)
- Behandling av bunnaske og flyveaske
- Integrerte prosesser

## 6 AVFALLSFORBRENNING - ØKONOMISKE ASPEKT

**TALLENE PRESENTERT I KAPITTEL 6 ER HENTET FRA BREF WI. DET ER IMIDLERTID VIKTIG Å VITE AT DISSE TALLENE ER HØYERE ENN HVA SOM ER TYPISK I NORGE (70 EUROS SPESIFIKKE KOSTNADER PER TONN FOR ET 40 000 TONN/ÅR ANLEGG). FORKLARINGEN PÅ DETTE ER IKKE FUNNET. TALLENE ER DERFOR BARE GITT FOR SAMMENLIGNING AV FORSKJELLIGE TEKNOLOGIER.**

BREF WI presiserer at hensikten med dette kapitlet i BREF er å gi en idé om kostnadsstruktur og sammenhenger. Alle kostnadsdata må bare oppfattes som eksempler og estimat, og betydelige variasjoner kan observeres fra anlegg til anlegg.

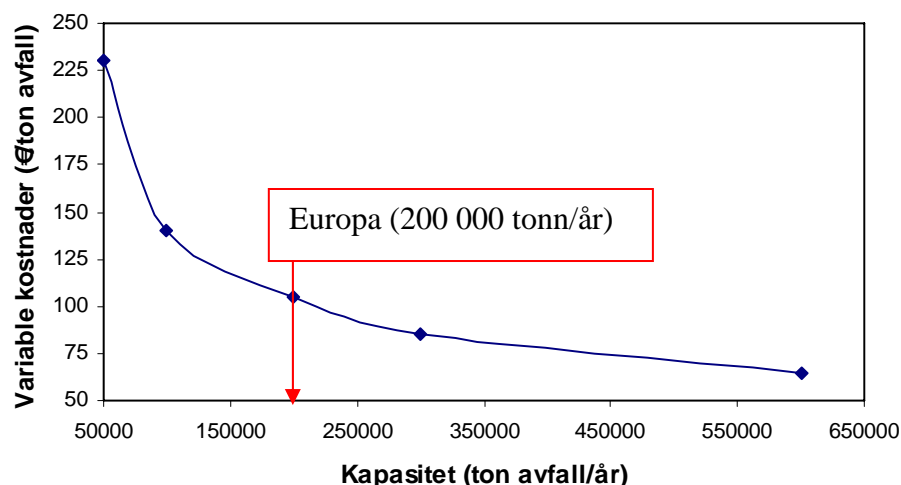
BREF WI gir en oversikt over kostnadene ved avfallsforbrenning i Europa. Forskjellige tilfeller er presentert:

- enkeltkomponenter/delprosesser
- fullstendig anlegg
- oppgradering/retrofitting

Kostnadene er ikke presentert på lik måte i de forskjellige kildene, men i BREF WI er total investeringskostnad (M€) og spesifikke kostnader(€/tonn) er oppgitt i hvert tilfelle. Spesifikke kostnader inkluderer:

- kapitalisering av investering (tilbakebetaling)
- vedlikeholdskostnader
- driftskostnader som består av faste kostnader
- driftskostnader proporsjonale med avfallsstrøm (for eksempel renskemikalier)

Kostnadene ved forskjellige anleggsstørrelser er oppsummert i Figur 6.1.



**Figur 6.1:** Spesifikke kostnader som funksjon av anleggskapasitet (og gjennomsnittkapasitet). BREF WI

Dataene i Figur 6.1 er hovedsakelig fra Tyskland (2001). Det er tydelig at spesifikke kostnader går ned når anleggsstørrelsen øker. Lav gjennomsnittskapasitet kan ha den konsekvens at visse teknologier kan være uaktuelle for små anlegg, da de bare er kostnadseffektive ved høy kapasitet. En mulig løsning er å samle avfallsbehandling ved få store anlegg, men det kan igjen føre til ekstra kostnader (transport) og forurensing (transport).



En viktig økonomisk opplysning i forhold til avfallsbehandling er at hele 50-70% av alle kostnadene knyttet til avfallshåndtering brukes på avfallsinnsamling. Dette nevnes imidlertid ikke i BREF WI.

## 6.1 ØKONOMISKE ASPEKT VED DELPROSESSER I ET AVFALLSFORBRENNINGSANLEGG

De ulike delprosessene i et avfallsforbrenningsanlegg (se kapittel 2) er presentert her med noen kommentarer. BREF WI gir ofte data for anlegg opptil 300 000 tonn/år.

### 6.1.1 Avfallsmottak

**Tabell 6.1:** Kostnad ved avfallsmottak.

Kapasitet (t/a)	Investering (M€)	Spesifikke kostnader (€/t)
100 000*	4.6	5.20
200 000*	7.5	4.24
300 000	10	3.77

\*Estimerte kostnader

Investeringskostnad og spesifikke kostnader per tonn avfall går kraftig ned når kapasiteten øker.

### 6.1.2 Forbehandling av avfall

Forbehandling er avhengig av avfallet (kjemiske og fysiske egenskaper), teknologien (rist, fluidised bed) og anlegget (spesifikasjoner). BREF WI gir ingen detaljerte data, men nevner en kostnad på ca 10-30 €/tonn avfall (2003).

### 6.1.3 Innmatningssystemet

Ingen spesifikke økonomiske data i BREF WI.

### 6.1.4 Brennkammer og kjel

**Tabell 6.2:** Kostnader for brennkammer og kjel.

Kapasitet (t/a)	Investering (M€)	Spesifikke kostnader (€/t)
75 000*	ca. 9.2	37.37
100 000*	ca. 11.6	36.42
150 000	ca. 16	35.08

\*Estimerte kostnader

Investeringskostnadene for de to første tilfellene i Tabell 6.2 er estimert. Investeringskostnadene er ikke proporsjonale med kapasiteten, BREF bruker en faktor på  $(\text{kapasitet})^{0.8}$ . Spesifikke kostnader varierer lite med økende kapasitet. Dette har sammenheng med at driftskostnader proporsjonale med avfallsmengden er relativt høye, spesielt kostnadene knyttet til askehåndtering og strømforbruk. Spesifikke kostnader er generelt uavhengig av antall linjer.

### 6.1.5 Energiproduksjon

Åtte alternativer for energiproduksjon er undersøkt i BREF WI. Forutsetninger og kommentarer fra BREF WI:

- 7500 timer/år drift
- kjeleeffektivitet: 80% (med 10 MJ/kg avfall)
- investeringskostnader fra kjente anlegg
- kapitalisering av investeringskostnader: 6% rente over 15 år
- vedlikehold: 3% av investeringskostnad per år
- typer turbin/syklus kan variere
- 50-80 bar er ikke standard i dag (damptrykk)
- kraftpris: 25 €/MWh (brukt i alternativ 1-5)
- varmepris: 6 €/MWh (brukt i alternativ 1-5)
- on-site pris av energi: 45 og 10 €/MWh (brukt i alternativ 6-8)

Kort beskrivelse av de 8 alternativene:

1. Varmeproduksjon til fjernvarme
2. Kraftproduksjon (damp: 50 bar, 400°C)
3. Kraftproduksjon + kobling med et termisk anlegg
4. Varme- og kraftproduksjon (damp: 50 bar, 400°C)
5. Varme- og kraftproduksjon (damp: 80 bar, 500°C)
6. Kraftproduksjon (damp: 50 bar, 400°C) + on-site bruk
7. Varme- og kraftproduksjon (damp: 50 bar, 400°C)+ on-site bruk
8. Varme- og kraftproduksjon (damp: 80 bar, 500°C)+ on-site bruk

Oppsummering av økonomisk vurdering finnes i Tabell 6.3, og inkluderer type energi produsert, investeringskostnader, inntekt fra energisalg og viktige begrensninger. Data for 200 000 og 300 000 tonn avfall/år anlegg finnes i BREF WI. Dataene i BREF WI er hentet fra en østerriksk rapport (State of the art for waste incineration plants, published by: Federal Ministry of Agriculture and Forestry, Environment and Water Management, Wien, Austria, 2002).

**Tabell 6.3:** Kostnader ved energiproduksjon (100 000 tonn avfall/år anlegg).

Type energi	Alternativ nr (BREF WI)	Investering (M€)	Inntekt (€/t avfall)	Begrensninger
Varme	1	ca. 3	9.21	Fjernvarme nett
Kraft	2/3	ca. 8	0.36/5.20	Termisk anlegg (3)
	6 on-site bruk		9.16	
Kraft + Varme (50 bar,400°C)	4	ca. 9	5.41	Lokalisering
	7 on-site bruk		17.73	
Kraft + Varme (80 bar,500°C)	5	ca. 10	6.17	Korrosjon
	8 on-site bruk		20.25	

Kommentarer (Tabell 6.3):

- kraftproduksjon medfører høyere investeringskostnader enn bare varmeproduksjon (alt. 1)
- de høyeste inntektene (alt. 7 og 8) kan oppnås med CHP i tilfeller hvor "produced energy can be used or if an existing energy demand can be covered" (kalt *on-site bruk* her). Lokalisering av et avfallsforbrenningsanlegg er dermed svært viktig for energiproduksjon (type og inntekt)
- 50/80 bar, 500°C dampbetingelser ikke realistiske per i dag (alt. 5 og 8)
- alternativ 3 krever et termisk anlegg med et forbruk ca. 10 ganger høyere enn hva som er produsert ved avfallsforbrenningslegget

### 6.1.6 Støvfjerning (posefilter og elektrofilter)

**Tabell 6.4:** Kostnader ved støvfjerning (posefilter/elektrofilter).

Anlegg (t avfall/ år)	Investering (M€)	Spesifikke kostnader (€ t avfall)
75 000	1.15/1.0	7.30/6.06
100 000	1.45/1.2	7.21/5.89
150 000	2.0/1.6	7.08/5.73

Spesifikke kostnader varierer lite.

### 6.1.7 Skrubbing av sure gasser

For et 75 000-100 000 tonn avfall/år anlegg:

- NaOH skrubber: ca. 11 € t avfall
- presipitering skrubber: ca. 9 € t avfall
- gips skrubber: ca. 5.5-6 € t avfall
- adsorpsjonsskrubber: ca 13 € t avfall

### 6.1.8 Fjerning av NOx

**Tabell 6.5:** Kostnadene ved SCR og SNCR (75000 tonn avfall/år anlegg).

Teknologi	Investering (M€)	Spesifikke kostnader (€ t avfall)
SCR	1.20	3.32
SNCR	0.70	1.92

SCR er klart dyrere, men oppnår bedre NOx reduksjon (se 2.7.2.2). BREF WI rapporterer derfor at SCR ikke er så interessant for små anlegg.

## 6.2 ØKONOMISK VURDERING AV AVFALLSFORBRENNINGSANLEGG (RISTFYRTE)

Data tilgjengelige i BREF WI:

- for 100 000 – 300 000 tonn avfall/år anlegg
- hovedsakelig fra Østerrike og Tyskland
- fra 2002

Seks forskjellige alternativer er presentert i detalj i BREF WI. Alle komponentene og kostnadene i anlegget er inkludert ("estimated overall costs"), men flere kostnader kan komme i tillegg som planlegging, infrastruktur og forsikring.

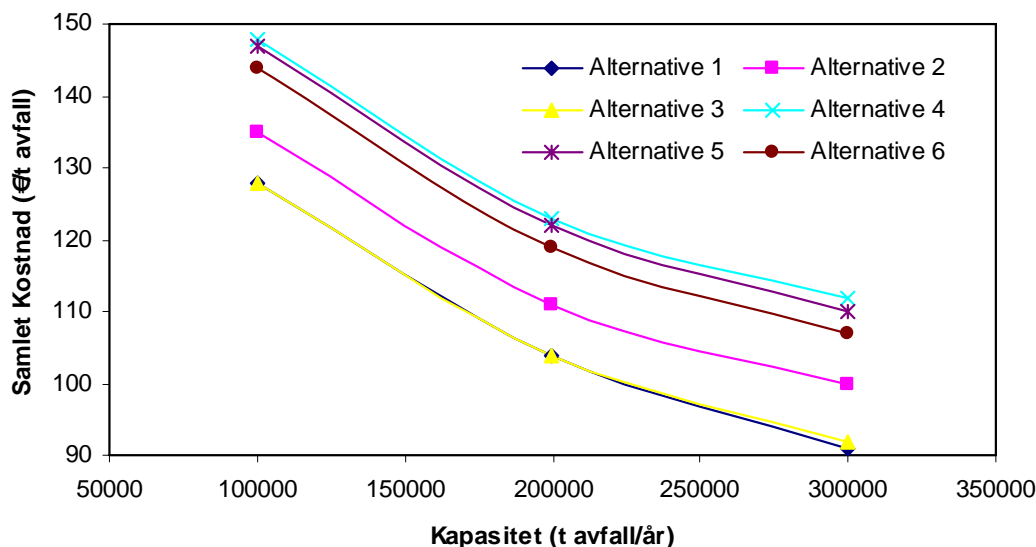
Parametre tatt i betraktning som er like for alle alternativene:

- innsamling (lastebil) og lagring
- innsamling per tog
- rist + kjel
- "andre investeringer"
- personale

Parametre som er forskjellige for de ulike alternativene:

- energiproduksjon
- rensesystemet
- "systems engineering"
- bygging
- elektriske og mekaniske kostnader
- spesifikke kostnader bygging

Resultatene er presentert i Figur 6.2. Alternativene er ikke beskrevet i detalj her, men finnes i BREF WI s.521-526. Spesifikke kostnader går kraftig ned med økende kapasitet. For et anlegg med kapasitet på 100 000 tonn avfall/år, varierer spesifikke kostnader fra ca. 130€/tonn avfall til ca. 150€/tonn avfall. Et alternativ kan imidlertid være mer effektivt for en bestemt type avfall dvs. at ikke bare kostnadene teller.



**Figur 6.2:** Avfallsforenningsanlegg: samlet kostnad ved forskjellige kapasiteter. (BREF WI)

Uten å studere alternativene fra Figur 6.2 nærmere kan man se på de mest ekstreme tilfellene:

- det dyreste alternativet, 4, består av:  
tog/lastebil + rist + elektrofilter + NaOH skrubber + absorpsjon + katalytisk anlegg + kraftproduksjon
- det rimeligste alternativet, 1, består av  
tog/lastebil + rist + våt og katalytisk gassrensing + dampproduksjon koblet til et termisk anlegg

### 6.3 ØKONOMISKE ASPEKT VED FLUIDISED BED, GASSIFISERING OG PYROLYSE

Det finnes noen økonomisk data om fluidised bed (FB), gassifisering og pyrolyse i BREF WI (s.526-530), men det eksisterer få (FB) eller nesten ingen driftsklare anlegg (gassifisering og pyrolyse).

Kommentarene fra BREF WI kan oppsummeres slik:

#### Fluidised Bed (FB) teknologi

- Få driftsklare anlegg; lite erfaring kan føre til uforutsigbare kostnader
- Behandling av avfall (riving, sortering) koster 10-30 € t avfall
- Spesifikke kostnader er sammenlignbare med ristfyrte anlegg
- Hvis avfallsbehandlingen ikke er inkludert, er FB billigere enn ristfyrte anlegg når det gjelder energiproduksjon (dvs. per kW)
- Rensesystemet (røygassen) for FB kan være litt billigere enn for ristfyrte anlegg (mindre aske)

### Gassifisering

→ Lite erfaring (2 anlegg i Europa)

→ Noen fakta (2001): gasifier for 100 000 t avfall/år koster 7.6M€(eks mva); avfallbehandling koster 4.2 M€(eks mva); ingen data om gassrensning

### Pyrolyse

→ Ingen industrielle anlegg i Europa

→ Hypotetisk kostnad (150 000 t avfall/år): 133 € t avfall (kostnad for ristfyrte anlegg: 115-135 € t avfall)

→ Stor teknologisk risiko

## **7 KONKLUSJON**

Denne rapporten har presentert essensen til BREF WI 2005 og inkluderer i tillegg norske forhold. BREF WI er en EU-rapport som gir veiledende informasjon, og den er ikke juridisk bindende. Den kartlegger anvendte teknologier per i dag, analyserer utslipp og forbruk i et avfallsforbrenningsanlegg, gir BAT og BAT utslippsnivåer, introduserer nye teknologier og gjør en økonomisk vurdering av avfallsforbrenning.

## 8 REFERANSER

Avfallsforskriften. Kapittel 10. Forbrenning av avfall. [www.lovdata.no](http://www.lovdata.no).

BREF WI 2005. Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration.

EU Direktivet 2000/76/EC. Incineration of waste.

EU Direktivet 67/548/EEC. Classification, packaging and labelling of dangerous substances.

Gjenbruksprosjekt 2002-2005. Statens Vegvesen.

Lundtorp et al. Treatment of waste incinerator air-pollution-control residues with FeSO<sub>4</sub>: Concept and product characterisation. Waste Manage Res 20 (2002) 69-79.

[www.miljostatus.no](http://www.miljostatus.no)

Management of Bottom Ash from WTE Plants. ISWA (International Solid Waste Association) rapport. Oktober 2006.

NRF rapport 2/2006. Prøvetakning og analyse av bunnaske fra forbrenning av avfall.

[www.ssb.no](http://www.ssb.no)

State of the art for waste incineration plants. Published by Federal Ministry of Agriculture and Forestry, Environment and Water Management, Wien, Austria, 2002.

Sørum et al. Heavy Metals Partitioning in a Municipal Solid Waste Incinerator. Proceedings of the fifth annual North American waste-to-energy conference, April 22-25 1997, USA.

Warnatz et al. Combustion. Springer 3rd Edition, 2001, s.253.

Xhrouet et al. Prevention of dioxins de novo formation by ethanolamines. Environm. Chem. Lett. 1 (2003) 51-56.

## **9 VEDLEGG**

Tabeller fra BREF WI 2005:

- Operational emission level ranges associated with the use of BAT for releases to air from waste incinerators
- An example assessment of some IPPC relevant criteria that may be taken into account when selecting between wet/semi-wet/dry FGT options
- BAT associated operational emission levels for discharges of waste water from effluent treatment plant receiving FGT scrubber effluent

Substance(s)	Table 5.2: Operational emission level ranges associated with the use of BAT (see notes below) for releases to air (in mg/Nm <sup>3</sup> or as stated)			Comments
	Non-continuous samples	½ hour average	24 hour average	
Total dust		1 – 20 (see split view 2)	1 – 5	In general the use of fabric filters give the lower levels within these emission ranges. Effective maintenance of dust control systems is very important. Energy use can increase as lower emission averages are sought. Controlling dust levels generally reduces metal emissions too.
Hydrogen chloride (HCl)		1 – 50	1 – 8	Waste control, blending and mixing can reduce fluctuations in raw gas concentrations that can lead to elevated short-term emissions.
Hydrogen fluoride (HF)		<2 (see split view 2)	<1	Wet FGT systems generally have the highest absorption capacity and deliver the lowest emission levels for these substances, but are generally more expensive. See Table 5.3 for consideration of criteria for selection between the main FGT systems, including cross-media impacts.
Sulphur dioxide (SO <sub>2</sub> )		1 – 150 (see split view 2)	1 – 40 (see split view 2)	Waste and combustion control techniques coupled with SCR generally result in operation within these emission ranges. The use of SCR imposes an additional energy demand and costs. In general at larger installations the use of SCR results in less significant additional cost per tonne of waste treated. High N waste may result in increased raw gas NO <sub>x</sub> concentrations.
Nitrogen monoxide (NO) and nitrogen dioxide (NO <sub>2</sub> ), expressed as nitrogen dioxide for installations using SCR		40 – 300 (see split view 2)	40 – 100 (see split view 2)	Waste and combustion control techniques with SNCR generally result in operation within these emission ranges. 24 hour averages below this range generally require SCR although levels below 70mg/Nm <sup>3</sup> have been achieved using SNCR e.g. where raw NO <sub>x</sub> is low and/or at high reagent dose rates) Where high SNCR reagent dosing rates are used, the resulting NH <sub>3</sub> slip can be controlled using wet FGT with appropriate measures to deal with the resultant ammoniacal waste water. High N waste may result in increased raw gas NO <sub>x</sub> concentrations. (See also note 8 below in respect of small installations).
Nitrogen monoxide (NO) and nitrogen dioxide (NO <sub>2</sub> ) expressed as nitrogen dioxide for installations not using SCR		30 – 350	120 – 180	Techniques that improve combustion conditions reduce emissions of these substances. Emission concentrations are generally not influenced greatly by FGT. CO levels may be higher during start-up and shut down, and with new boilers that have not yet established their normal operational fouling level
Gaseous and vaporous organic substances, expressed as TOC		1 – 20	1 – 10	Adsorption using carbon based reagents is generally required to achieve these emission levels with many wastes - as metallic Hg is more difficult to control than ionic Hg. The precise abatement performance and technique required will depend on the levels and distribution of Hg in the waste. Some waste streams have very highly variable Hg concentrations - waste pretreatment may be required in such cases to prevent peak overloading of FGC system capacity. Continuous monitoring of Hg is <u>not</u> required by Directive 2000/76/EC but has been carried out in some MSs
Carbon monoxide (CO)		5 – 100	5 – 30	See comments for Hg. The lower volatility of these metals than Hg means that dust and other metal control methods are more effective at controlling these substances than Hg.
Mercury and its compounds (as Hg)	<0.05 (see split view 2)	0.001 – 0.03	0.001 – 0.02	Techniques that control dust levels generally also control these metals
Total cadmium and thallium (and their compounds expressed as the metals)	0.005 - 0.05 (see split view 2)			Combustion techniques destroy PCDD/F in the waste. Specific design and temperature controls reduce <i>de-novo</i> synthesis. In addition to such measures, abatement techniques using carbon based absorbents reduce final emissions to within this emission range. Increased dosing rates for carbon absorbent may give emissions to air as low as 0.001 but result in increased consumption and residues.
Σ other metals	0.005 - 0.5			
Dioxins and furans (ng TEQ/Nm <sup>3</sup> )	0.01 – 0.1 (see split view 2)			

Substances not included in Directive 2000/76/EC on waste incineration:

Ammonia (NH <sub>3</sub> )	<10	1 – 10	<10 (see split view 1)	Effective control of NO <sub>x</sub> abatement systems, including reagent dosing contributes to reducing NH <sub>3</sub> emissions. Wet scrubbers absorb NH <sub>3</sub> and transfer it to the waste water stream.
Benz(a)pyrene	For these substances there was insufficient data to draw a firm BAT conclusion on emission levels. However, the data provided in Chapter 3 indicates that their emission levels are generally low. PCBs, PAHs and benz(a)pyrene can be controlled using the techniques applied for PCDD/F. N <sub>2</sub> O levels are determined by combustion technique and optimisation, and SNCR optimisation where urea is used.			Techniques that control PCDD/F also control Benz(a)pyrene, PCBs and PAHs
PCBs				
PAHs				
Nitrous oxide (N <sub>2</sub> O)				Effective oxidative combustion and control of NO <sub>x</sub> abatement systems contribute to reducing N <sub>2</sub> O emissions. The higher levels may be seen with fluidised beds operated at lower temperatures e.g. below ~900 °C

**NOTES:**

- The ranges given in this table are the levels of operational performance that may generally be expected as a result of the application of BAT – they are not legally binding emission limit values (ELVs)
- Σ other metals = sum of Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V and their compounds expressed as the metals
- Non-continuous measurements are averaged over a sampling period of between 30 minutes and 8 hours. Sampling periods are generally in the order of 4 – 8 hours for such measurements.
- Data is standardised at 11 % Oxygen, dry gas, 273K and 101.3kPa
- Dioxin and furans are calculated using the equivalence factors as in EC/2000/76
- When comparing performance against these ranges, in all cases the following should be taken into account: the confidence value associated with determinations carried out; that the relative error of such determinations increases as measured concentrations decrease towards lower detection levels
- The operational data supporting the above-mentioned BAT ranges were obtained according to the currently accepted codes of good monitoring practice requiring measurement equipment with instrumental scales of 0 – 3 times the WID ELV. For parameters with an emission profile of a very low baseline combined with short period peak emissions, specific attention has to be paid to the instrumental scale. For example changing the instrumental scale for the measurement of CO from 3-times the WID ELV to a 10-times higher value, has been reported in some cases, to increase the reported values of the measurement by a factor of 2 – 3. This should be taken into account when interpreting this table.
- One MS reported that technical difficulties have been experienced in some cases when retrofitting SNCR abatement systems to existing small MSW incineration installations, and that the cost effectiveness (i.e. NO<sub>x</sub> reduction per unit cost) of NO<sub>x</sub> abatement (e.g. SNCR) is lower at small MSWIs (i.e. those MSWIs of capacity <6 tonnes of waste/hour).

**SPLIT VIEWS:**

- BAT 35: Based upon their knowledge of the performance of existing installations a few Member States and the Environmental NGO expressed the split view that the 24 hour NH<sub>3</sub> emission range associated with the use of BAT should be <5 mg/Nm<sup>3</sup> (in the place of <10 mg/Nm<sup>3</sup>)
- BAT 35: One Member State and the Environmental NGO expressed split views regarding the BAT ranges in table 5.2 (air). These split views were based upon their knowledge of the performance of a number of existing installations, and their interpretation of data provided by the TWG and also of that included in this BREF document (e.g. in Chapter 3). The final outcome of the TWG meeting was the ranges shown in Table 5.2, but with the following split views recorded: total dust 1/2hr average 1 - 10 mg/Nm<sup>3</sup>; NO<sub>x</sub> (as NO<sub>2</sub>) using SCR 1/2hr average 30 - 200 and 24hr average 30 - 100 mg/Nm<sup>3</sup>; Hg and its compounds (as Hg) non-continuous 0.001 - 0.03 mg/Nm<sup>3</sup>; Total Cd + Tl non-continuous 0.005 - 0.03mg/Nm<sup>3</sup>; Dioxins and furans non-continuous 0.01 - 0.05 ng TEQ/Nm<sup>3</sup>. Based on the same rationale, the Environmental NGO also registered the following split views: HF 1/2hr average <1 mg/Nm<sup>3</sup>; SO<sub>2</sub> 1/2hr average 1 – 50 mg/Nm<sup>3</sup> and 24hr average 1 – 25 mg/Nm<sup>3</sup>.

Table 5.2 Operational emission level ranges associated with the use of BAT for releases to air from waste incinerators



Criteria	Wet FGT (W)	Semi-wet FGT (SW)	Dry lime FGT (DL)	Dry sodium bicarbonate FGT (DS)	Comments
Air emissions performance	+	0	-	0	<ul style="list-style-type: none"> <li>in respect of HCl, HF, NH<sub>3</sub> &amp; SO<sub>2</sub> wet systems generally give the lowest emission levels to air</li> <li>each of the systems are usually combined with additional dust and PCDD/F control equipment</li> <li>DL systems may reach similar emission levels as DS &amp; SW but only with increased reagent dosing rates and associated increased residue production.</li> </ul>
Residue production	+	0	-	0	<ul style="list-style-type: none"> <li>residue production per tonne waste is generally higher with DL systems and lower with W systems with greater concentration of pollutants in residues from W systems</li> <li>material recovery from residues is possible with W systems following treatment of scrubber effluent, and with DS systems</li> </ul>
Water consumption	-	0	+	+	<ul style="list-style-type: none"> <li>water consumption is generally higher with W systems</li> <li>Dry systems use little or no water</li> </ul>
Effluent production	-	+	+	+	<ul style="list-style-type: none"> <li>the effluents produced (if not evaporated) by W systems require treatment and usually discharge – where a suitable receptor for the salty treated effluent can be found (e.g. marine environments) the discharge itself may not be a significant disadvantage</li> <li>ammonia removal from effluent may be complex</li> </ul>
Energy consumption	-	0	0	0	<ul style="list-style-type: none"> <li>energy consumption higher with W systems due to pump demand – and is further increased where (as is common) combined with other FGT components e.g. for dust removal</li> </ul>
Reagent consumption	+	0	-	0	<ul style="list-style-type: none"> <li>generally lowest reagent consumption with W systems</li> <li>generally highest reagent consumption with DL – but may be reduced with reagent re-circulation</li> <li>SW, and DL &amp; DS systems can benefit from use of raw gas acid monitoring (see 4.4.3.9)</li> </ul>
Ability to cope with inlet variations of pollutant	+	0	-	0	<ul style="list-style-type: none"> <li>W systems are most capable of dealing with wide ranging and fast changing inlet concentrations of HCl, HF and SO<sub>2</sub></li> <li>DL systems generally offer less flexibility – although this may be improved with the use of raw gas acid monitoring (see 4.4.3.9)</li> </ul>
Plume visibility	-	0	+	+	<ul style="list-style-type: none"> <li>plume visibility is generally higher with wet systems (unless special measures used)</li> <li>dry systems generally have the lowest plume visibility</li> </ul>
Process complexity	- (highest)	0 (medium)	+	+	<ul style="list-style-type: none"> <li>W systems themselves are quite simple but other process components are required to provide an all round FGT system, including a waste water treatment plant etc.</li> </ul>
Costs - capital	Generally higher	medium	Generally lower	Generally lower	<ul style="list-style-type: none"> <li>additional cost for wet system arises from the additional costs for complementary FGT and auxiliary components – most significant at smaller plants</li> </ul>
Costs – operational	medium	Generally lower	medium	Generally lower	<ul style="list-style-type: none"> <li>there is an additional operational cost of ETP for W systems – most significant at smaller plants</li> <li>higher residue disposal costs where more residues are produced, and more reagent consumed. W systems generally produce lowest amounts of reagents and therefore may have lower reagent disposal costs.</li> <li>op. costs include consumables, disposal and maintenance costs. Op. costs depend very much on local prices for consumables and residue disposal.</li> </ul>

Note: + means that the use of the technique generally offers an advantage in respect of the assessment criteria considered  
0 means that the use of the technique generally offers no significant advantage or disadvantage in respect of the assessment criteria considered  
- means that the use of the technique generally offers a disadvantage in respect of the assessment criteria considered

Table 5.3: An example assessment of some IPPC relevant criteria that may be taken into account when selecting between wet/semi-wet/dry FGT options

Parameter	BAT range in mg/l (unless stated)	Sampling and data information
Total suspended solids as defined by Directive 91/271/EEC	10 – 30 (95 %) 10 – 45 (100 %)	<ul style="list-style-type: none"> <li>based on spot daily or 24 hour flow proportional sample</li> </ul>
Chemical oxygen demand	50 – 250	<ul style="list-style-type: none"> <li>based on spot daily, or 24 hour flow proportional sample</li> </ul>
pH	pH 6.5 – pH 11	<ul style="list-style-type: none"> <li>continuous measurement</li> </ul>
Hg and its compounds, expressed as Hg	0.001 – 0.03 (see split view 1)	<ul style="list-style-type: none"> <li>based on monthly measurements of a flow proportional representative sample of the discharge over a period of 24 hours with one measurement per year exceeding the values given, or no more than 5 % where more than 20 samples are assessed per year</li> <li>There have been some positive experiences with continuous monitoring of Hg</li> <li>Total Cr levels below 0.2 mg/l provide for control of Chromium VI</li> <li>Sb, Mn, V and Sn are not included in Directive 2000/76</li> </ul>
Cd and its compounds, expressed as Cd	0.01 – 0.05 (see split view 1&2)	
Tl and its compounds, expressed as Tl	0.01 – 0.05 (see split view 2)	
As and its compounds, expressed as As	0.01 – 0.15 (see split view 1)	
Pb and its compounds, expressed as Pb	0.01 – 0.1	
Cr and its compounds, expressed as Cr	0.01 – 0.5 (see split view 2)	
Cu and its compounds, expressed as Cu	0.01 – 0.5 (see split view 2)	
Ni and its compounds, expressed as Ni	0.01 – 0.5 (see split view 2)	
Zn and its compounds, expressed as Zn	0.01 – 1.0 (see split view 2)	
Sb and its compounds, expressed as Sb	0.005 – 0.85 (see split view 1)	
Co and its compounds, expressed as Co	0.005 – 0.05	
Mn and its compounds, expressed as Mn	0.02 – 0.2	
V and its compounds, expressed as V	0.03 – 0.5 (see split view 1)	
Sn and its compounds, expressed as Sn	0.02 – 0.5	
PCDD/F (TEQ)	0.01 – 0.1 ng TEQ/l (see split view 1&2)	<ul style="list-style-type: none"> <li>average of 6 monthly measurements of a flow proportional representative sample of the discharge over a period of 24 hours</li> </ul>

**NOTE:**  
1. Values are expressed in mass concentrations for unfiltered samples  
2. Values relate to the discharge of treated scrubber effluents without dilution  
3. BAT ranges are not the same as ELVs – see comments in introduction to Chapter 5  
4. pH is one important parameter for waste water treatment process control  
5. Confidence levels decrease as measured concentrations decrease towards lower detection levels  
**SPLIT VIEWS:**  
1. BAT 48: One Member State and the Environmental NGO expressed split views regarding the BAT ranges in table 5.4 (water). These split views were based upon their knowledge of the performance of a number of existing installations, and their interpretation of data provided by the TWG and also of that included in this BREF document (e.g. in Chapter 3). The final outcome of the TWG meeting was the ranges shown in Table 5.4, but with the following split views recorded: Hg 0.001 - 0.01 mg/l; Cd 0.001 - 0.05 mg/l; As 0.003 - 0.05 mg/l; Sb 0.005 - 0.1 mg/l; V 0.01 - 0.1 mg/l; PCDD/F <0.01 - 0.1 ng TEQ/l.  
2. BAT 48: Based on the same rationale, the Environmental NGO also registered the following split views: Cd 0.001 - 0.02 mg/l; Tl 0.001 - 0.03 mg/l; Cr 0.003 - 0.02 mg/l; Cu 0.003 - 0.3 mg/l; Ni 0.003 - 0.2 mg/l; Zn 0.01 - 0.05 mg/l; PCDD/F <0.01 ng TEQ/l.

Table 5.4: BAT associated operational emission levels for discharges of waste water from effluent treatment plant receiving FGT scrubber effluent

**SINTEF Energiforskning AS**  
Adresse: 7465 Trondheim  
Telefon: 73 59 72 00

**SINTEF Energy Research**  
Address: NO 7465 Trondheim  
Phone: + 47 73 59 72 00