

# Analyse af omkostningerne for rensning for kviksølv på krematorier i Danmark

Ole Schleicher og Lars K. Gram

FORCE Technology

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

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

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

# Indhold

RESUME OG KONKLUSION	5
1 INDLEDNING	11
2 UDVIKLINGEN I EMISSION AF HG FRA KREMATORIER	13
3 BAGGRUND FOR KRAV OM RENSNING	17
3.1 OSPAR KONVENTIONEN	17
3.2 LUFTVEJLEDNINGEN	18
3.3 HG-RENSNING I ANDRE LANDE	18
<b>3.3.1 Norge</b>	<b>18</b>
<b>3.3.2 Sverige</b>	<b>19</b>
<b>3.3.3 Tyskland</b>	<b>19</b>
<b>3.3.4 England</b>	<b>20</b>
<b>3.3.5 Holland</b>	<b>21</b>
<b>3.3.6 Belgien</b>	<b>21</b>
<b>3.3.7 Øvrige OSPAR medlemslande</b>	<b>21</b>
4 EMISSIONSKRAV TIL KREMATORIER	23
4.1 EMITTENTER	24
<b>4.1.1 Støv</b>	<b>24</b>
<b>4.1.2 Dioxiner</b>	<b>25</b>
<b>4.1.3 PAH og lugtstoffer</b>	<b>27</b>
<b>4.1.4 Hg</b>	<b>28</b>
5 MÅLINGER	33
5.1 MÅLING AF HG-EMISSION	33
5.2 HG MEMORY EFFEKT	35
5.3 MÅLING AF HG-EMISSION FRA KREMATORIER	36
6 RENSETEKNOLOGIER	37
6.1 RENSETEKNOLOGIER	37
6.2 RØGGASKØLING	38
6.3 PARTIKELRENSNING MED POSEFILTER	38
6.4 HG RENSNING	39
<b>6.4.1 Pulvermetoden</b>	<b>39</b>
<b>6.4.2 Kulbed</b>	<b>40</b>
6.5 ANDRE TEKNOLOGIER	41
<b>6.5.1 Rensning for Hg med selen</b>	<b>41</b>
<b>6.5.2 Selenbed eller selenfilter</b>	<b>43</b>
<b>6.5.3 Guldfilter</b>	<b>43</b>
<b>6.5.4 Rensning med skrubber</b>	<b>43</b>
7 OMKOSTNINGER TIL RENSNING PÅ KREMATORIER I DANMARK	47
7.1 VURDERING AF INVESTERINGER TIL RENSNING	48
<b>7.1.1 Investering til rensningsudstyr</b>	<b>49</b>
<b>7.1.2 Investering i bygningsudvidelse eller tilpasning</b>	<b>50</b>
7.2 MERUDGIFT FOR HG-RENSNING	51

7.3	SAMMENFATNING OG KONKLUSION	52
8	KOMMENTARER OG ANBEFALINGER	53
8.1	TIDSFRIST FOR OVERHOLDELSE AF STANDARDVILKÅRENE	53
8.2	DRIFTSVILKÅR OG PRÆSTATIONSSTYRING	53
8.2.1	<i>Kuldosering før posefilter</i>	<b>53</b>
8.2.2	<i>Kulfilterbed</i>	<b>54</b>
8.2.3	<i>Præstationsstyring</i>	<b>54</b>
8.2.4	<i>Særligt forhold ved måling på anlæg med kuldosering</i>	<b>54</b>
	LITTERATURLISTE	57

# Resume og konklusion

I 2006 sendte Miljøstyrelsen et udkast til branchebilag med standardvilkår for krematorier i høring, med krav om en lavere grænseværdi for støv og rensning for Hg (kviksølv). Standardvilkårene sikrer et højt beskyttelsesniveau, som både lever op til OSPAR Recommendationen for emission af Hg fra krematorier og Luftvejledningens generelle krav om begrænsning af udledningen af forurening til luften.

Kirkeministeriet og Miljøstyrelsen er blevet enige om, at der skal foretages en analyse af omkostningerne for rensning for kviksølv på krematorier i Danmark. Rapportens hovedformål er at belyse følgende 4 punkter:

1. Hvad er omkostningsniveauet ved at gennemføre ovennævnte krav i branchebilaget, hvor der renses for kviksølv på nye og bestående krematorier.
2. Hvad er effekten af kviksølvemissionen fra krematorier på det globale og lokale miljø, og hvorledes udvikler kviksølvemissionen sig over de næste årtier.
3. Når omkostningerne sammenholdes med den miljømæssige effekt af en rensning for kviksølv, står omkostningerne så i et rimeligt forhold til den miljømæssige effekt
4. Hvad er omkostningsniveauet ved at gennemføre øvrige krav i branchebilaget, hvis der ikke renses for kviksølv på nye og bestående krematorier? I denne situation skal der opnås samme rensningsniveau for støv, NO<sub>x</sub>, CO, dioxiner og PAH (Poly Aromatiske Hydrocarboner).

Sekundært ønskes det undersøgt om:

5. Andre metoder end aktivt kulfilter, er bedst tilgængelig teknik (BAT).
6. Der findes mere økonomiske metoder til nedkøling af røggasserne.
7. Anlæggene til rensning for luftforurening kan placeres over jorden for på den måde at opnå besparelser.

Ad 1: Hvad er omkostningsniveauet ved at gennemføre ovennævnte krav i branchebilaget, hvor der renses for kviksølv på nye og bestående krematorier.

Ifølge Kirkeministeriets Rapport fra arbejdsgruppen vedrørende krematorievirksomhed i Danmark er omkostningerne for at leve op til standardvilkårene 148 mio. kr. Samme rapport anbefaler at nedlægge 8 krematorieovne, og uden dem reduceres investeringerne til 99 mio. kr.

DKL (Danske Krematoriernes Landsforening) har for Kirkeministeriet beregnet, at opfyldelse af standardvilkårene vil koste en samlet investering på 148 mio. kr. Da der er overkapacitet på krematorieområdet, foreslås det dog at nedlægge 8 krematorier, samt en af to ovne på Aabenraa Krematorium. Derved bliver den samlede investering reduceret med 33% til 99 mio. kr. Heri indgår 6 mio. kr. for Odense Krematorium, som har afholdt udgiften til etablering af rensning, så investeringen er 93 mio. kr. for de resterende anlæg. Hertil kommer dog 3 mio. kr. til udskiftning af en ovn på Aabenraa

Krematorium, som reelt ikke er et miljøkrav, men en nødvendig driftsmæssig investering.

Investeringen fordeler sig med godt 82 mio. kr. til rensningsudstyr og knap 17 mio. kr. til bygninger.

Det endelige beløb vil variere med den valgt teknologi og udformning på det enkelte krematorium, og kan derfor blive både større og mindre.

Ad 2. Hvad er effekten af kviksølvemissionen fra krematorier på det globale og lokale miljø, og hvorledes udvikler kviksølvemissionen sig over de næste årtier.

Den danske udledning af Hg fra krematorier er i Miljøstyrelsens Massestrømsanalyse 2001 opgjort til 4 g/kremering, svarende til 170 kg/år, mens en opgørelse over 34 målinger af emissionen som middel er 1,1 g/kremering, svarende til 46 kg/år. Det vurderes, at den rigtige emission nærmere er omkring 2-3 g/kremering, svarende til 85 – 130 kg/år.

Denne udledning af Hg har en forsvindende effekt på det globale miljø, fordi den udgør mindre end 0,007% af den samlede globale emission fra antropogene (menneskeskabte) kilder, der estimeres til mellem 2.000 og 3.000 t/år.

Den danske emission til luften fra antropogene kilder opgøres til 820 – 2.000 kg/år, og her udgør krematoriernes emission 10 – 20%. Emissionen fra krematorier sker fra lave kilder, der ofte er placeret tæt på boligområder, og Hg-emissionen herfra har derfor en direkte effekt på det lokale nærmiljø. Spredningsberegninger viser, at der er væsentlige overskridelser af B-værdien (grænseværdi i omgivelserne) på alle krematorier uden Hg-rensning. Krematoriernes nære omgivelser belastes med væsentligt mere Hg, end Miljøstyrelsens regler i Luftvejledningen tillader. Skorstene på krematorier uden Hg-rensning skal være mindst 30 m høje, for at B-værdien kan overholdes.

Der forventes en stigning i indholdet af tandamalgam i afdøde frem til omkring år 2020, fordi flere og flere stadig har egne tænder når de dør. Massestrømsanalysens forudsigtelse om 4 g Hg/kremering kan derfor komme til at passe, evt. som det maksimale gennemsnitlige indhold der opnås i afdøde, inden den igen aftager.

Ad. 3: Når omkostningerne sammenholdes med den miljømæssige effekt af en rensning for kviksølv, står omkostningerne så i et rimeligt forhold til den miljømæssige effekt

Hovedparten af investeringen er til etablering af køling og posefilter, som er nødvendig for at overholde emissionsgrænsen for støv. Merudgiften i anlægsomkostningerne for at rense for Hg er begrænset til et doseringsudstyr til aktivt kul, som koster mindre end 100.000 kr. og i gennemsnit svarer til ca. 2% af investeringsomkostningerne.

Driftsudgifterne til aktivt kul og deponering vil være maksimalt 20 kr./kremering. Fjernes der i gennemsnit 2 g Hg/kremering, så koster selve Hg-rensningen 10 kr./g Hg i direkte driftsudgifter. Hertil kommer afskrivningen af investeringen, og lidt til vedligeholdelse.

Ad. 4: Hvad er omkostningsniveauet ved at gennemføre øvrige krav i branchebilaget, hvis der ikke renses for kviksølv på nye og bestående krematorier? I denne situation skal der opnås samme rensningsniveau for støv, NO<sub>x</sub>, CO, dioxiner og PAH (Poly Aromatiske Hydrocarboner).

Hvis der ikke etableres rensning for Hg med aktivt kul, vil der ikke opnås samme rensningsniveau for dioxiner og PAH, selvom posefilteret vil tilbageholde en del partikelbundet dioxin og PAH. Hg-rensnings med aktivt kul vil med meget stor effektivitet samtidigt rense for dioxin og PAH.

Rensningen for støv vil ikke blive påvirket ved udeladelse af Hg-rensning, fordi støvet udelukkende tilbageholdes af posefilteret, som sammen med den nødvendige forudgående køling, udgør 98% af den beregnede investering for rensning.

Hg-rensning med aktivt kul kan ikke rense for NO<sub>x</sub> og CO, så emissionen af de to stoffer vil ikke blive påvirket, hvis Hg-rensning udelades.

Ad. 5: Det ønskes undersøgt, om andre metoder end aktivt kulfilter er bedst tilgængelig teknik (BAT)

Rensning med aktivt kul er langt den mest udbredte teknologi til reduktion af Hg, og anses generelt for at være BAT (bedst tilgængelig teknik) for Hg-rensning af røggasser. Der findes flere andre metoder til reduktion af Hg, men ingen af dem kan betegnes som BAT i forhold til rensning med aktivt kul, fordi de generelt er mindre effektive overfor Hg, de renses ikke for dioxin, og de er generelt dyrere eller væsentligt dyrere end aktivt kul.

Andre teknikker er:

Rensning med skrubber, som kan være billigere i investering, men driften er dyrere og mere kompliceret, og stiller større krav til driftspersonalet, m.h.t. viden, uddannelse og arbejdsindsats. Røgen bliver desuden mættet med vanddamp, så der skal en effektiv genopvarmning til for at undgå en tydelig dampfane fra afkastet.

Et guldfilter opfanger udelukkende Hg, og det er væsentligt dyrere i investering end rensning med aktivt kul. Der skal endvidere være etableret køling og posefilter for at overholde støvkravet og beskytte guldfilteret, som også med mellemrum skal sendes til regenerering hos leverandøren. Teknologien giver ingen restprodukter ud over det Hg, der opsamles, som leverandøren bortskaffer eller genanvender ved regenereringen.

Tilsætning af selen anvendes på flere anlæg i Sverige, men udgiften til selen er væsentligt større end for anvendelse af aktivt kul, fordi metoden er patenteret. Desuden renses selen ikke for organiske stoffer som dioxiner og PAH. Uden posefilter vil tilsætning af selen ikke reducere udledningen af Hg, men Hg vil blive udledt som det mindre skadelige stof Hg-selenid.

Ad. 6: Det ønskes undersøgt, om der findes mere økonomiske metoder til nedkøling af røggasserne.

Det er muligt at køle røggassen direkte med luft i en luft/røggas varmeveksler. Teknologien er i størrelsen 250.000 kr. billigere end den normale køler med

vand og ekstern køling af vandet. Besparelsen er dog relativt lille, ca. 5% af den samlede investering. Ulempen er primært, at det fylder mere end vandkøling, og en eventuel senere udnyttelse af spildvarmen, til intern opvarmning eller i fjernvarmenettet, kun kan ske ved udskiftning af hele køleren til en vandkølet.

Ad. 7: Det ønskes undersøgt, om anlæggene til rensning for luftforurening kan placeres over jorden for på den måde at opnå besparelser.

Renseanlæg kan godt placeres udendørs, men af etiske hensyn bør det afskærmes, så krematoriet ikke kommer til at ligne et industrianlæg. De fleste krematorier vil ikke have den nødvendige udendørs plads lige ved skorstenen til rådighed.

Da bygningsarbejder udgør ca. 17% af investeringerne, vurderes besparelsesmulighederne ved udendørs placering som yderst begrænsede, og ulemperne ved en mere synlig installation som meget væsentlige.

Som en naturlig konsekvens af undersøgelsen er følgende problemstillinger endvidere undersøgt og beskrevet i projektet:

- En mulig tidsplan for implementering af branchevilkårene er diskuteret på styregruppemøderne og kommenteret i rapporten.
- Der er gennemført målinger, med det formål at dokumentere en teoretisk målefejl i de målinger, som bl.a. ligger til grund for vurdering af Hg-massestrømmen på krematorierne. Målefejlen blev påvist, og det vurderes, at de fleste Hg-målinger på krematorier i Danmark er underestimeret med en faktor af størrelsesordenen 1,5 til 2. Det anbefales, at Miljøstyrelsens anbefalede metode for Hg-måling revideres, således at målefejlen kan undgås i fremtidige Hg-målinger på krematorier.
- Der anbefales specificerede vilkår for drift af rensningsanlæg, herunder egenkontrol af driftsvilkår og specifikke vilkår for kontrolmålinger, som sikrer det ønskede resultat. Tilsammen vil de anbefalede vilkår sikre mod uheldig drift af rensningsanlægget, som uopdaget kan betyde udledning af forureningsstoffer i længere tid. De anbefalede vilkår er stort set uden meromkostninger for krematorierne.

Konklusion:

Det vurderes, at den reelle Hg-emission i Danmark er på 2-3 g Hg pr. kremering.

Forpligtelserne i OSPAR konventionen og den danske praksis for regulering af luftforurening fører til den entydige konklusion, at der bør renses for Hg på danske krematorier.

Da der samtidig er krav om støvrensning, bliver den mest velegnede og billigste rensningsmetode køler/filter-metoden med aktiv kuldosering eller evt. med kulfilterbed efter filteret. Denne rensningsmetode renses endvidere for dioxiner, PAH og lugtstoffer.



Merudgiften til Hg-rensning alene er minimal ( $< 2\%$  af den samlede investering), idet de resterende 98% er udgifter til etablering af den krævede støvrensning.

Den udestående samlede investering for danske krematorier er beregnet til 93 mio. kr., idet der er korrigeret for de krematorier, der foreslås lukket.

Der er påvist en metodefejl i den målemetode, der normalt anvendes til bestemmelse af Hg-emissionen fra krematorier i Danmark. Metodefejlen underestimerer Hg-emissionen til ca. halvdelen af den reelle emission. Det anbefales, at Miljøstyrelsens anbefalede metode for måling af Hg-emission revideres.

Der anbefales desuden mere specifikke vilkår for drift af rensningsanlæg og præstationskontrol på danske krematorier, som sikrer mod uopdaget udledning af forureningsstoffer fra krematorier. Merudgiften til de foreslåede vilkår er minimal.



# 1 Indledning

I 2006 sendte Miljøstyrelsen et udkast til branchebilag for krematorier i høring, indeholdende krav til indretning og drift, samt grænseværdier for støv, CO (kulilte) og Hg (kviksølv).

Ved anvendelsen af ovennævnte krav opnås der beskyttelsesniveau, som både lever op til OSPAR Recommendationen for emission af Hg fra krematorier og Luftvejledningens generelle krav om begrænsning af udledningen af forurening til luften.

Kirkeministeriet og Miljøstyrelsen er blevet enige om, at der skal foretages en analyse af omkostningerne for rensning for kviksølv på krematorier i Danmark. Det har været hovedformålet at belyse følgende 4 punkter:

1. Hvad er omkostningsniveauet ved at gennemføre ovennævnte krav i branchebilaget, hvor der renses for kviksølv på nye og bestående krematorier.
2. Hvad er effekten af kviksølvemissionen fra krematorier på det globale og lokale miljø, og hvorledes udvikler kviksølvemissionen sig over de næste årtier.
3. Når omkostningerne sammenholdes med den miljømæssige effekt af en rensning for kviksølv, står omkostningerne så i et rimeligt forhold til den miljømæssige effekt
4. Hvad er omkostningsniveauet ved at gennemføre øvrige krav i branchebilaget, hvis der ikke renses for kviksølv på nye og bestående krematorier? I denne situation skal der opnås samme rensningsniveau for støv, NO<sub>x</sub>, CO, dioxiner og PAH (Poly Aromatiske Hydrocarboner).

Sekundært ønskes det undersøgt om:

5. Andre metoder end aktivt kulfilter er bedst tilgængelig teknik (BAT).
  - a. Indblæsning af adsorptionsmiddel i røggasserne.
  - b. Filterbed med andre adsorbenter end aktivt kul.
  - c. Gasrensning med skrubber.
  - d. Selen som reduktionsmiddel.
6. Der findes mere økonomiske metoder til nedkøling af røggasserne.
7. Anlæggene til rensning for luftforurening kan placeres over jorden for på den måde at opnå besparelser.

Ovennævnte punkter samt en række afledte problemstillinger omkring renseteknologier er undersøgt og beskrevet i rapporten.



## 2 Udviklingen i emission af Hg fra krematorier

I Miljøstyrelsens Massestrømanalyse for kviksølv fra 1996 /12/ blev det gennemsnitlige indhold af Hg i tandamalgam beregnet til 2 g pr. afdød. I den nyeste Massestrømanalyse for kviksølv /11/ er dette tal fordoblet til 4 g pr. afdød, fordi danskerne generelt beholder egne tænder i en højere alder.

Denne beregning af amalgam Hg i døde er forbundet med meget stor usikkerhed, fordi der ikke findes nogen direkte måling eller registrering af antal og størrelse af amalgamfyldninger i døde. Specielt er den antagede fordobling fra 2 til 4 g meget diskutabel, fordi den ikke bygger på reelle målinger, men på en udtalelse fra en person i Dansk Tandlægeforening. Den angivne begrundelse for fordoblingen i massestrømanalysen er: "Ved den tidligere massestrømanalyse er der regnet med gennemsnitligt 2 g kviksølv i afdøde personers tandsæt i Vesten. I forhold til tidligere bevarer langt flere mennesker deres tænder, indtil de dør. Ifølge Marker (2002) er det rimeligt at regne med 4 g kviksølv pr. død person."

En dansk undersøgelse /21/ af bl.a. antallet af tandløse og personer med mindst 20 tænder, som funktion af alder, opgjort for årene 1987, 1994 og 2000, viser et klart fald for begge grupper, som vist i Tabel 1.

Alder	% tandløse			% med mindst 20 tænder		
	1987	1994	2000	1987	1994	2000
45 – 54	12	4	2	61	83	89
55 – 64	33	24	9	39	51	66
65 – 74	51	40	27	16	29	40
75 +	66	55	46	7	12	20

Tabel 1. % tandløse og personer med mindst 20 tænder blandt interviewet personer /21/

Opgørelsen viser tydeligt et stort fald i antallet af tandløse, og en stor stigning i antallet af personer med mindst 20 tænder, og den udvikling forventes at fortsætte, efterhånden som de generationer der er vokset op med en bedre tandpleje blive ældre. Det vil umiddelbart medføre, at antallet af tænder i afdøde, hvor den kan være amalgamfyldninger er stigende, men pga. den bedre tandhygiejne, i de kommende ældre generationer, kan der også forventes at fald i det gennemsnitlige antal fyldninger i afdøde, ligesom der p.g.a. restriktionerne i anvendelse af amalgamfyldninger, forventes et fald i størrelse og antal af fyldningerne.

Den beregnede emission af Hg fra tandfyldninger i Miljøstyrelsens massestrømanalyser for Hg er vist i Tabel 2.

Undersøgelses år	Amalgam-Hg g/person	Emission fra tandfyldninger	
		Til luft kg/år	Til jord kg/år
1978	Ikke beregnet	300	300
1982/83	ikke beregnet	270	180
1992/93	2	100	50
2001	4	170	70

Målinger til luft: 1,12 g Hg/kremering x 41.000 kr./år = ca. 46 kg Hg/år

Tabel 2. Hg-emission fra amalgam ifølge Miljøstyrelsens massestrømsanalyser /11/, /12/, /13/ og /14/)

Opgørelserne er bl.a. baseret på årlige opgørelser over forbruget af amalgam til fyldninger, som er en meget sikker opgørelse, samt mængden af amalgamholdigt affald fra tandlægeklinikker, hvor der er stor usikkerhed omkring indholdet af Hg. Den samlede opgørelse er derfor behæftet med en stor usikkerhed.

Den sidste opgørelse, der regner med 4 gram Hg i gennemsnit pr. person, giver en årlig emission på 170 kg. Dette kan ikke dokumenteres med målinger af Hg-emissionen fra danske krematorier. I Rapporten "Input til branchebilag for krematorier" /9/ viser en opgørelse over 34 målinger af Hg-emissionen en middelemmission på 1,1 g pr. afdød, hvilket svarer til en årlig emission på ca. 46 kg. Målingerne af Hg-emissionen menes dog at være underestimeret p.g.a. en generel metodefejl, der er beskrevet i kapitel 5 på side 33, så den virkelige emission er større, antageligt i størrelsen 2 g pr. kremering, svarende til 85 kg/år.

Med den forventede stigning i indholdet af tandamalgam i afdøde frem til omkring år 2020, kan massestrømsanalysens forudsigelse om 4 g/kremering komme til at passe, f.eks. som den maksimale gennemsnitlige emission der opnås, før den igen aftager.

Der er naturligvis også store variationer i afdødes indhold af amalgam. Nogle har slet ingen amalgamfyldninger, og nogle har ikke mere deres egne tænder, og blandt dem der har amalgamfyldninger, vil der være en stor variation i antal og størrelse.

Usikkerheden og variationen af Hg-mængden i afdøde kan illustreres ved opgørelsen over forskellige udenlandske undersøgelser vist i Tabel 3.

Land	g Hg/krem.	Reference/Bemærkninger
Danmark	4	Hg massestrømsanalyse 2001 /11/
Sverige	5	Naturvårdsverket /26/
	3	SKKF /26/
Norge	2 - 4	Målinger
	4,9	EPA
Schweiz	2,5	I de 68% der har egne tænder
England	3	Baseret på målinger fra 0,9 – 6,8 g
USA	1,5	1992 Californien
	1	1999 New York
	0,9	1999 Woodlawn Cementery
Canada/USA	2,9	0,8 - 5,6 g State official in Maine

Tabel 3. Referencer på Hg-mængde i afdødes tænder /24/

Flere lande, bl.a. Sverige, rapporterer en forventet stigning i indholdet af tandamalgam i afdøde frem til omkring 2020, hvorefter det falder igen p.g.a. udfasning af amalgam. Det er uvist, om det i alle tilfælde baseres på landenes egne undersøgelser og overvejelser, eller om der er tale om referencer til en eller få undersøgelser, der viser det scenario. Det er dog en rimelig antagelse, at der vil ske en stigning efterfulgt af et fald, men tidshorizonten afhænger i høj grad af, hvornår amalgam bliver udfaset og erstattet af andre materialer.

Plast er i visse typer fyldninger stadig ikke så holdbart som amalgam, så det er uvist, hvornår forbruget af amalgam kan ophøre i Danmark. Størrelsen i den forventede stigning i indholdet af amalgam i afdøde og efterfølgende fald p.g.a. udfasning af amalgam er derfor behæftet med stor usikkerhed.

Da levetiden for amalgamfyldninger i gennemsnit er omkring 20 år, vil der gå mange år fra anvendelsen af amalgam er helt ophørt, til der ikke mere findes amalgam i afdøde.

I Danmark må amalgamfyldninger kun anvendes i kindtænder på tyggeflader, og det begrænser anvendelsen af amalgam noget, men det største forbrug af amalgam har altid været til fyldninger i kindtænder, fordi det ofte er store fyldninger. Da amalgamfyldninger kun må anvendes på tyggefladerne, så begrænses antallet af de største fyldninger, da de ofte også omfatter noget af tandsiderne. Amalgamfyldninger i kindtænder er mere holdbare end plastfyldninger, og tilskuddet til amalgamfyldninger er derfor større end tilskuddet til plastfyldninger, så der er et prismæssigt incitament til fortsat at vælge amalgamfyldninger frem for plastfyldninger, men det er indtrykket, at den stigende velfærd betyder, at prisen generelt betyder mindre end udseende, og derfor vælger mange alligevel plastfyldninger.





## 3 Baggrund for krav om rensning

Danmark har en lang tradition for at sikre en høj grad af miljøbeskyttelse, bl.a. ved at stille krav til emissionen af forurenende stoffer fra energiproduktion, industrielle processer m.v.

De danske krav til emissioner findes primært i Luftvejledningen og i forskellige bekendtgørelser, der er rettet mod bestemte brancher eller virksomhedstyper, f.eks. standardvilkårene i godkendelsesbekendtgørelsen. Flere andre bekendtgørelser, f.eks. om store fyringsanlæg og affaldsforbrænding, er implementeringen af EU-direktiver, som alle medlemslande er forpligtet til at overholde.

Danmark er også forpligtiget af internationale aftaler om begrænsning af luftforureningen, og her er der under OSPAR Konventionen til beskyttelse af det marine miljø i Nordsøatlanten specifikke anbefalinger for reduktion af emissionen af Hg fra krematorier.

### 3.1 OSPAR Konventionen

Arbejdet i OSPAR Konventionen styres af OSPAR Kommissionen, der består af regeringsrepræsentanter fra de 15 medlemslande og EU. De forpligtigede medlemslande er Danmark, Norge, Finland, Tyskland, Schweiz, England, Irland, Island, Holland, Belgien, Luxemburg, Frankrig, Spanien og Portugal. EU er også repræsenteret, men uden at forpligtige alle EU-medlemslandene.

Deltagelse i OSPAR Kommissionen er en politisk bindende aftale, og Danmark er derigennem forpligtet til at overholde vedtagne OSPAR Recommendationer. En recommendation implementeres ved en frivillig aftale eller ved en lov, f.eks. som her, hvor krav om Hg rensning på krematorier indarbejdes i godkendelsesbekendtgørelsen. OSPAR har ikke nogen direkte sanktionsmuligheder overfor medlemslande, der undlader at implementere recommendationerne indenfor en rimelig tid, men der vil kunne opstå politisk røre, hvis det ikke sker. Det må også forventes, at oppositionen og/eller de grønne organisationer vil protestere kraftigt i en sådan situation. DKL har en forventning om, at hvis OSPAR landene ikke overholder ovennævnte recommendation, så vil EU tage skridt til regulering på området.

Under OSPAR konventionen er det vedtaget at fokusere på en indsats overfor udvalgte farlige stoffer, der er specielt problematiske for det marine miljø i Nordøstatlanten. Udvælgelsen af stoffer sker ud fra kriterier, der lægger vægt på risikoen for påvirkning af havmiljøet. Anvendelse, emissioner og muligheder for begrænsning af udledningen med BAT (bedste tilgængelig teknik) undersøges, og udmunder i en recommendation, som efter vedtagelse i OSPAR Kommissionen er forpligtigende for medlemslandene.

OSPAR's liste over prioriterede stoffer bliver løbende justeret, så flere stoffer medtages. Det politiske såkaldte generationsmål fra Nordsøkonferencen i 1995, om reduktion af udledningen af problematiske stoffer, der skal være

opfyldt inden 2020, bliver på den måde konkret gennemført med OSPAR Recommendationer.

Hg har siden 1998 stået på OSPAR's liste over prioriterede stoffer med England som lead country. Det har resulteret i OSPAR Recommendation 2003/4 on Controlling the Dispersal of Mercury from Crematoria, der blev tiltrådt af OSPAR den 17/1 2003, med tilføjelser af den 23/1 2006. Recommendationen forpligtiger medlemslandene til at anvende BAT teknologi til at forhindre spredning af Hg fra krematorier.

Krav til krematorier kan både begrundes og fastsættes efter anvisningerne i Luftvejledningen og anbefalingerne i OSPAR konventionen om Hg fra krematorier. De specifikke krav i standardvilkårene er fastsat efter en afvejning af Luftvejledningens krav, de tekniske muligheder for rensning og de krav der gælder i landene omkring Danmark.

### 3.2 Luftvejledningen

Luftvejledningen giver anvisninger for at fastsætte vilkår for emissioner til luften. Det grundlæggende princip er anvendelse af BAT (Best Available Technology), og på den baggrund bør de angivne emissionsgrænseværdier betragtes som minimumskrav. Da der er tale om en vejledning, kan grænseværdierne i specielle situationer og med begrundelse også fraviges i opadgående retning.

Grænseværdierne for støv og Hg i standardvilkårene er utvetydigt udtryk for BAT, da det er velkendt og udbredt teknologi på mange typer anlæg, herunder krematorier. Ved overvejelser om BAT skal der også tages hensyn til, om teknologien er økonomisk opnåelig for den enkelte branche, og det er vanskeligt at argumentere for, at den type rensning ikke er økonomisk opnåeligt for krematorier.

### 3.3 Hg-rensning i andre lande

De fleste lande omkring os, der også er forpligtiget af OSPAR Konventionen, har indført regler om Hg-rensning på krematorier, med varierende tidsfrister for indførelse af rensning på eksisterende anlæg.

#### 3.3.1 Norge

Norge har indført regler om rensning på krematorier med mere end 200 kremeringer pr. år. Nye krematorier har siden 2003 skulle overholde disse emissionskrav, mens eksisterende anlæg har skullet leve op til kravene siden 1. januar 2007. Kravene er vist i Tabel 4.

Parameter	Grænseværdi (mg/normal m <sup>3</sup> )		Bemærkninger
	> 200 krem./år	< 200 krem./år	
Total støv	20	150	
Hg total	0,05	-	
CO	100	100	Timemiddel
CO	150	150	10 minutter middel

Tabel 4. Krav til krematorier i Norge

Hg skal fjernes fra spildevand fra skrubberne, til mindre end 2,0 mg Hg/liter. Relateres til 250 liter vand pr. m<sup>3</sup> forbrugt vand.

### 3.3.2 Sverige

De svenske krav er vejledende, så Lenstyrelserne er ikke forpligtigede til at følge dem, når de godkender krematorier. Kravene er dog ved at blive opfyldt, specielt på de større krematorier, hvoraf de fleste har etableret rensning for Hg. Flere anlæg har endnu ikke fået de endelige krav fra de respektive Lenstyrelser, og nogle mindre anlæg forventes at undgå krav til Hg (og støv), så de kan undlade at etablere rensning, mens andre forventes at få tilladelser til at tilsætte selen (uden at de har filter), så Hg emitteres som det mindre skadelige og fast bundne Hg-selenid.

Parameter	Nye og eksisterende anlæg	Bemærkninger
Total støv	20 mg/normal m <sup>3</sup>	Flere anlæg har fået krav på 10 mg/ normal m <sup>3</sup> , da det teknisk muligt at overholde
CO	100 mg/normal m <sup>3</sup> 500 mg/normal m <sup>3</sup>	Timemiddelværdi 5-minutters middelværdi
Hg	0,08 mg/normal m <sup>3</sup> 100 mg/kremering	100 mg/kremering svarer til en koncentration på 0,04 – 0,06 mg/ normal m <sup>3</sup>
NO <sub>x</sub>	900 g/kremering	
Dioxin	0,1 ng I-TEQ/normal m <sup>3</sup>	Er ikke en generel grænseværdi, men Räcksta Krematorium har fået kravet

Figur 1. Svenske emissionskrav til krematorier ved referencetilstanden 11 % O<sub>2</sub> /26/

Ifølge Naturvårdsverket har de fleste større krematorier installeret rensning for partikler og Hg (i 2006), således at omkring 70 % af alle kremeringer i dag sker på anlæg med røggasrensning /26/.

### 3.3.3 Tyskland

Tyskland har haft krav til støv og dioxin siden 1997 med en overgangsperiode på 2 år, så alle tyske krematorier har i dag rensning for støv med filter og enten aktivt kul eller katalytisk rensning for dioxin.

De Tyske emissionskrav er vist i Tabel 5.

Parameter	Emissionsgrænseværdi	Midlingstid
Total støv	10 mg/Nm <sup>3</sup>	1 time
CO	50 mg/Nm <sup>3</sup>	1 time
TOC	20 mg/Nm <sup>3</sup>	1 time
Dioxin	0,1 ng TEQ/Nm <sup>3</sup>	6 timer

Tabel 5. Tyske emissionskrav til krematorier

Der er mere end 100 krematorier i Tyskland, og mange af dem har specialovne, som er designet til at køre døgnet rundt. Almindelige ovne (som de danske) bliver for varme efter 8 – 10 kremeringer, hvorefter de have en nedkølingspause, hvor der også foretages automatisk rensning af køler og filter.

Ingenieurbüro Sommer /19/, leverer røggasrensning til krematorier, og de har i 2004 opgjort fordelingen af rensning på de Tyske krematorier til:

- Knap 40% har katalytisk rensning for dioxin
- Godt 60% har rensning med aktivt kul, og heraf er:
  - 24% med kulbed
  - 76% anvender dosering af aktivt kul pulver

De godt 60%, der anvender aktivt kul, renses også for Hg, og emissionen er antageligt mindre end 0,1 mg/normal m<sup>3</sup> fra disse anlæg.

Alle tyske krematorier har posefiltre, og dem der har katalytisk rensning for dioxin, kunne i princippet relativt nemt installere dosering af aktivt kul, til rensning for dioxin og Hg, men røggastemperaturen er formentlig for høj til aktivt kul i mange af dem. Katalytisk dioxinrensning er mange steder valgt, fordi det er en renere proces, uden håndtering af både nyt og brugt aktivt kul. Katalytisk rensning er væsentlig dyrere end kuldosering.

### 3.3.4 England

England er karakteriseret ved at have mange små krematorier lokalt placeret i byerne, og de har mange steder meget begrænsede eller slet ingen muligheder for udbygning. De har derfor rent fysik ikke mulighed for at installere røggasrensning.

Alle nye krematorier skal (siden 1. oktober 2006) være forsynet med Hg-rensning, men krav til Hg-emissionskrav skal først opfyldes pr. 31. december 2012, eller når antallet af kremeringer i de følgende 12 måneder forventes at ville overstige 750.

For eksisterende krematorier skal der indføres rensning for Hg, så der pr. 31. december 2012 samlet er rensning på 50% af det samlede antal kremeringer i landet.

Kravene til eksisterende anlæg er vist i Tabel 6, og de supplerende krav til nye anlæg er vist i Tabel 7.

Parameter	Massestrømgrænse pr. ovn	Emissionsgrænse
	g/h	mg/normal m <sup>3</sup>
HCl (gasform)	300	200
Total støv	120 for 95% 240 for alle	80 for 95% 160 for alle
CO	150 for 95% 300 for alle	
TOC	30	20
Dioxin	4,5 µg I-TEQ pr. 3 kremeringer	1 ng I-TEQ/normal m <sup>3</sup>
Temperatur	850°C i efterforbrændingskammeret	
Opholdstid	2 sekunders opholdstid i efterforbrændingskammeret	
O <sub>2</sub> -koncentration	Mindst 6% i middel og minimum 3%	

Tabel 6. England eksisterende anlæg/krav

Parameter	Massestrømgrænse pr. ovn g/h	Emissionsgrænse mg/normal m <sup>3</sup>
Hg total	0,15 for 4 kremeringer	0,05
HCl (gasform)	45	30
Total støv	30 for 95% 60 for alle	20 for 95% 40 for alle
Dioxin	0,45 µg I-TEQ pr. 3 kremeringer	0,1 ng I-TEQ/normal m <sup>3</sup>

Tabel 7. England nye anlæg – nye supplerende krav

### 3.3.5 Holland

Holland har krav til Hg for nye anlæg på 0,2 mg/normal m<sup>3</sup> ved 11% O<sub>2</sub> (massestrømsgrænse 1,0 g/h), samt krav til eksisterende krematorier om rensning for Hg med tidsfrister afhængigt af anlæggenes størrelse/belastning, som vist i Tabel 8.

Anlæg med antal kremeringer pr. år opgjort den 01-01-2004	Skal etablere rensning og overholde emissionsgrænsen for Hg senest den 31. december:
> 2000	2006
1500 < 2000	2008
1000 < 1500	2010
< 1000	2012

Tabel 8. Tidsfrister for Hg-rensning på eksisterende krematorier i Holland

Krematorierne skal også overholde de generelle hollandske emissionskrav, som for støv er 10 mg/m<sup>3</sup> ved anvendelse af posefilter

Ved udskiftning af en krematorieovn skal der samtidigt etableres rensning for Hg, uanset tidsfristen i tabellen.

### 3.3.6 Belgien

Emissionskrav til krematorier i Belgien er vist i Tabel 9.

Parameter	Emissionsgrænseværdi
Total støv	30 mg/Nm <sup>3</sup>
Hg (totalt)	0,2 mg/Nm <sup>3</sup>
SO <sub>2</sub>	300 mg/Nm <sup>3</sup>
NO <sub>x</sub>	400 mg/Nm <sup>3</sup>
Dioxin	0,1 ng TEQ/Nm <sup>3</sup>

Tabel 9. Krav til krematorier i Belgien

Der er ikke indhentet oplysninger om, hvordan kravene gælder for eksisterende anlæg.

### 3.3.7 Øvrige OSPAR medlemslande

Forholdene i alle OSPAR medlemslandene er ikke undersøgt, det oplyses fra bl.a. forhandlerne af krematorieudstyr, samt DKL, at:

- Finland har endnu ikke gjort noget for at efterkomme OSPAR Recommendationen
- I Norge er reglerne som nævnt indført, men det kniber lidt med at efterkomme dem, selvom tidsfristen er passeret.
- Frankrig er i gang med at efterkomme OSPAR Recommendationen, selvom meldingerne ifølge DKL for et par år siden var meget afvisende overfor indførelse af Hg-rensning på franske krematorier.

Der tegner sig et tydeligt billede af en varierende grad af erkendelse af, at OSPAR Recommendationen skal efterleves, som giver sig udslag i forskelle i tidsperioden for implementeringen og efterlevelsen i medlemslandene. Det kan kun være et spørgsmål om tid, før alle medlemslandene har indført regler på området.

## 4 Emissionskrav til krematorier

Alle danske krematorier blev bygget om i starten af 90'erne for at leve op til nye krav til krematorieanlæg, som angivet i Vejledning om begrænsning af forurening fra forbrændingsanlæg /7/. Kravet om EBK (EfterforBrændingsKammer) og emissionsgrænser for CO samt iltstyring medførte udskiftning af næsten alle krematorieovne, og flere steder blev der bygget helt nye krematorier. DKL (Danske Krematoriernes Landsforening) anslår, at det samlet har kostet omkring 500 mio. kr. at leve op til vejledningen.

De nye standardvilkår er reelt en revision af de eksisterende krav, som på baggrund af udviklingen i BAT for krematorier fastsætter krav i overensstemmelse hermed. I Tabel 10 er vist en sammenligning mellem de nuværende krav i Vejledning 2/1993 og de nye standardvilkår /8/.

Stof	Vejledning 2/1993	Standardvilkår
	Emissionsgrænseværdi mg/normal m <sup>3</sup> ved 11% O <sub>2</sub>	
Totalstøv	80	<b>10</b>
CO	50	50
CO	500	500
Hg	Ingen krav	<b>0,1</b>
Andre krav:		
Skorstenshøjde	3 m over tagryg	3 m over tagryg
Temperatur i skorsten	Mindst 150 °C	<b>Mindst 110°C</b>
Røggashastighed i skorsten	Mindst 8 m/s og højest 20 m/s	<b>Ingen krav</b>
Temperatur i EBK	850°C	<b>800 °C</b>
Opholdstid i EBK	2 sekunder	2 sekunder
Lugt	Krematorieanlægget må ikke give anledning til mærkbar lugt i omgivelserne	Anlægget må ikke give anledning til lugtgener uden for krematoriets område, som efter tilsynsmyndighedens vurdering er væsentlig

Tabel 10. Eksisterende og nye emissionskrav for krematorier

I baggrundsmaterialet for udarbejdelse af standardvilkårene /9/ anbefales, at der ikke stilles krav til emission af dioxiner, PAH og lugtstoffer, idet rensning for Hg med aktivt kul også renses for disse stoffer.

Ifølge tabellen er der ikke megen forskel på de eksisterende og nye krav, hvor det væsentligste er en stramning af grænseværdien for støv, fra 80 til 10 mg/normal m<sup>3</sup>, og et krav til Hg med en grænseværdi på 0,1 mg/normal m<sup>3</sup>.

Nedsættelsen af kravet til temperaturen i skorstenen, samt bortfaldet af kravet til røggashastigheden, er en følge af den renere røggas, som ikke behøver den samme spredning af røgen for at undgå gener. Røggassen vil også blive afkølet til 110-130°C i forbindelse med rensningen med aktivt kul, og det ville kræve en ekstra genopvarmning at overholde et krav om mindst 150°C i skorstenen.

Reduktionen i kravet til temperaturen i EBK betyder, ifølge Input til

branchebilag /9/, en reduktion af olie- eller gasforbruget på typisk ca. 25%, svarende til 30-40 kr./kremering, og dermed også en ikke ubetydelig reduktion i udledningen af CO<sub>2</sub>.

Samlet betyder kravene til støv og Hg, at der skal etableres røggasrensning, som dels betyder en stor investering og dels giver større driftsudgifter, mens kravet til EBK-temperatur medfører en besparelse, som dog er langt mindre end omkostningerne ved rensning.

Kravet til støvemission kan overholdes ved etablering af posefilter, som dog forudsætter en afkøling af røggassen til 130°C eller lavere, hvor der kan bruges almindelige filterposematerialer. Posefiltre kan godt fungere ved højere temperatur, men det kræver væsentlig dyrere filtermaterialer.

Kravet til Hg-rensning kan overholdes ved at supplere det nødvendige udstyr til overholdelse af støvkravet, med udstyr til dosering af aktivt kul til posefilteret, eller ved at installere en kulbed efter filteret.

Det er således kravet til støvemission, der forudsætter installation af køling og posefilter, der udgør den langt overvejende del af investeringen i rensning, mens kravet til Hg-rensning kun medfører installation af kuldosering eller en filterbed.

#### 4.1 Emittenter

I de følgende afsnit er de forskellige emittenter fra krematorier beskrevet, og vurderet i forhold til de danske regler i Luftvejledningen.

##### 4.1.1 Støv

Grænseværdien for støv på 10 mg/normal m<sup>3</sup> ved 11% O<sub>2</sub> er på niveau med de grænseværdier, som er fastlagt i de af vore nabolande, der allerede har krav om røggasrensning på krematorier:

Sverige	Norge > 200 kremeringer/år	England	Tyskland
20	20	80 (eks. anlæg) 20 (nye anlæg)	10

Tabel 11. Emissionsgrænseværdier i mg/normal m<sup>3</sup> for støv fra krematorier i nabolande

Luftvejledningen har flere forskellige anvisninger for støv, afhængigt af processen, men ingen der er direkte sammenlignelig med støv fra kremeringer. Her er det i høj grad den valgte og/eller mulig teknologi, der er afgørende for emissionsgrænseværdien. Da posefiltre er BAT i forhold til støv fra krematorier, er det naturligt at fastsætte en emissionsgrænseværdi, der modsvare den teknologi, og for posefiltre er der ingen problemer i at overholde en grænseværdi på 10 mg/normal m<sup>3</sup>. Emissionsmålinger på Bispebjerg og Sundby krematorier viser støvkoncentrationer mindre end 1 mg/normal m<sup>3</sup>.

Emissionsgrænseværdien for støv 10 mg/normal m<sup>3</sup> ved 11% O<sub>2</sub> svarer til emissionsgrænseværdien for affaldsforbrændingsanlæg /10/.



Umiddelbart må støv fra krematorier falde ind under kategorien støv i øvrigt i Luftvejledningen, men det vil også være rimeligt at sammenligne med regler for affaldsforbrænding, da der procesmæssigt er lighedspunkter.

I forhold til B-værdien<sup>1</sup>, klassificeres støv fra krematorier som støv i øvrigt.

Luftvejledningens generelle krav til støv i øvrigt er vist i Tabel 12.

Massestrøm kg total støv/h	Emissionsgrænse mg total støv/ m <sup>3</sup> (n,t)		B-værdi mg/m <sup>3</sup>
	Nye anlæg	Bestående anlæg	
≤ 0,5	300	300	0,08
> 0,5 og ≤ 5	50	75	
> 5	10	20 - 40	

Tabel 12. Luftvejledningens grænseværdier for støv i øvrigt

Massestrømmen i krematorier er i størrelsen 0,3 kg/kremering, så anlæg med én ovn vil have en massestrøm på < 0,5 kg/h, hvor emissionsgrænsen er 300 mg/normal m<sup>3</sup>. Krematorier med 2 ovne eller mere vil have en massestrøm mellem 0,5 kg/h og 5 kg/h, hvor emissionsgrænsen er 50 mg/m<sup>3</sup>. Dette er vejledende grænseværdier, hvor der kan stilles krav om lavere grænseværdier, hvis det er muligt at overholde med BAT, som i dag er posefiltre for de fleste støvtyper og processer.

Den nuværende emissionsgrænseværdi for krematorier på 80 mg/normal m<sup>3</sup> ved 10% O<sub>2</sub> /7/ har mange anlæg vanskeligt ved at overholde i dag. Ved anvendelse af posefilter, som også er nødvendig ved rensning for Hg, er det ikke noget problem at overholde en grænseværdi på 10 mg/normal m<sup>3</sup>. En grænseværdi på 20 mg/normal m<sup>3</sup> ville dog give bedre mulighed for at anvende en skrubber til rensning, da det kan være vanskeligt at rense effektivt for støv i en skrubber. I den sammenhæng er en skrubber ikke BAT i forhold til et posefilter.

Med røggasrensning med velfungerende posefilter vil den angivne grænseværdi altid være overholdt med god margin.

#### 4.1.2 Dioxiner

Standardvilkårene stiller ikke krav til emissionen af dioxiner, men der er følgende bemærkninger til dioxiner i baggrundsnotatet /9/: "Dioxiner vil være til stede i røggasserne, men anlæg med filtre og aktivt kul til reduktion af Hg vil samtidig tilbageholde dioxinerne."

Ifølge Luftvejledningen bør udsendelse af dioxiner begrænses mest muligt. For industrianlæg bør der foretages emissionsbegrænsning for at nedbringe dioxinudledningen, hvis den årlige massestrøm af dioxiner er større end 0,01 g I-TEQ, og emissionsgrænseværdien bør fastsættes til 0,1 ng I-TEQ/normal m<sup>3</sup> ved 11% O<sub>2</sub>.

<sup>1</sup> B-værdi (bidragsværdi) angiver det maksimalt tilladelige bidrag til tilstedeværelsen af et forurenende stof i luften uden for en virksomheds eller et anlægs skel. B-værdien er en sundhedsmæssig baseret grænseværdi.

I Luftvejledningen på side 60 angives, at der bør foretages præstationskontrol for dioxiner og furaner<sup>2</sup> på ethvert afkast med en massestrøm (stofmængde før rensning), der er større end 0,1 mg dioxiner og furaner/h regnet som mg I-TEQ.

I Miljøstyrelsens miljørapport nr. 649/2001 /15/ refereres målinger af dioxin-emissionen fra Holbæk og Odense krematorier, hvor gennemsnittet af alle målingerne, vægtet efter antal kremeringer i hver måling, giver en emissionsfaktor på 350 ng I-TEQ/kremering, med et interval på 180 – 930 ng I-TEQ/kremering.

Udenlandske undersøgelser viser en stor variation i emissionen af dioxiner fra krematorier, fra 250 ng I-TEQ til 28.000 ng I-TEQ pr. kremering. De meget høje værdier er formentlig målt på anlæg helt uden EBK, og/eller på anlæg med relativt dårlige forbrændingsbetingelser under hele kremeringen. Menneskekroppe indeholder alle de komponenter, der betinger dannelse af dioxin ved forbrænding, og specielt ved dårlig forbrænding kan der dannes meget dioxin.

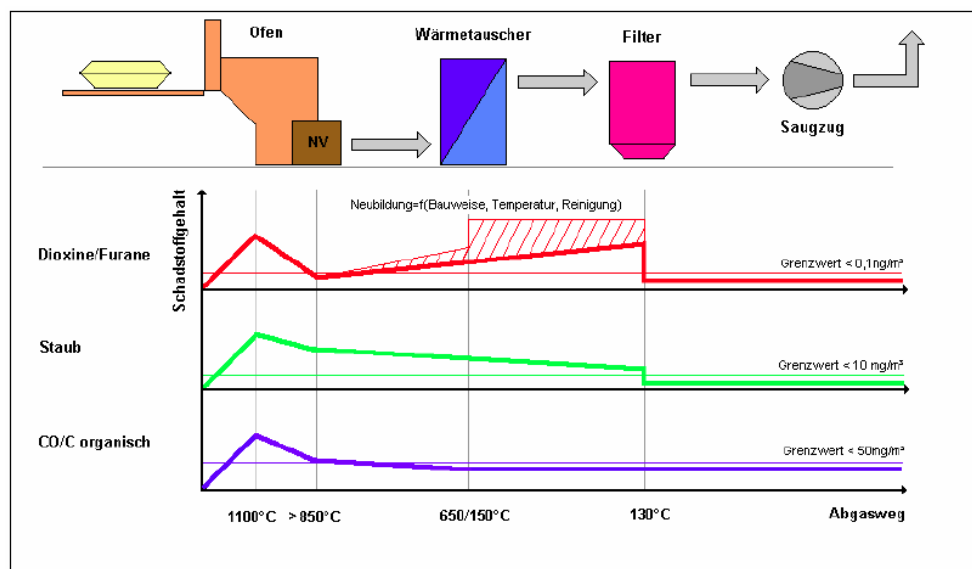
Emissionsfaktoren på 350 ng I-TEQ/kremering svarer til en koncentration på 0,3 ng I-TEQ/m<sup>3</sup>(n,t,10%O<sub>2</sub>), hvilket er 3 gange større end den vejledende grænseværdi.

Det årlige antal af kremeringer i Danmark er godt 40.000, og med den målte emissionsfaktor svarer det til en samlet årlig emission af dioxin på omkring 16 mg I-TEQ. Denne samlede årlige emission af dioxin fra alle de danske krematorier er derfor mindre end Luftvejledningens massestrømsgrænse for dioxin på 0,1 g I-TEQ/år (= 100 mg I-TEQ/år). Emissionen fra hvert enkelt krematorium er derved langt mindre end massestrømsgrænsen, også selvom der regnes med den højeste danske emissionsfaktor. Der kan derfor ikke med baggrund i Luftvejledningen stilles krav om rensning for dioxin med henblik på, at emissionsgrænseværdien på 0,1 ng I-TEQ/normal m<sup>3</sup> overholdes. Luftvejledningens generelle krav om "emissionen af dioxin bør reduceres mest muligt" betyder, at ved valg af Hg-rensning bør rensning med aktivt kul eller anden teknik, der også renses for dioxin, have en klar præference.

Ved etablering af rensning indgår normalt en køler, hvor røggassen køles fra omkring 800°C ned til niveauet omkring 120°C, og det giver mulighed for en større dannelse af dioxin, fordi det dannes på sodpartikler i temperaturintervaller fra omkring 600°C og ned til omkring 250-300°C. Se kurve over den relative dannelse af dioxin i Figur 2, som dog viser en reduktion til mindre end grænseværdien efter filteret, men her er der tale om en tysk fremstilling med dioxinrensning over filteret. Det er dog ikke sandsynligt, at forøgelsen vil bringe nogen krematorier i nærheden af massestrømsgrænsen for dioxin, så rensning er påkrævet. Det betyder dog, at hvis der ikke foretages rensning for Hg med aktivt kul, som også reducerer dioxin, så kan resultatet blive en forøget emission af dioxin fra krematorier. En stor del af dioxinerne vil blive tilbageholdt i filteret, men der findes ikke målinger, som dokumenterer effektiviteten. På affaldsforbrændingsanlæg er posefiltre alene ikke tilstrækkeligt til at bringe dioxinmissionen ned under grænseværdien, men her er startkoncentrationen normalt meget højere end på krematorier.

---

<sup>2</sup> Dioxiner anvendes generelt som fællesbetegnelse for dioxiner og furaner



Figur 2. Dannelsen af dioxin over anlægsdelene på krematorium /19/.

Selvom der ikke er krav om dioxinrensning på krematorier, bør BAT tankegangen og Luftvejledningens angivelse af, at emissionen af dioxin bør reduceres mest muligt træde i kraft, når der vælges rensningsteknologi til rensning for andre stoffer. Rensningsteknologier, der også reducerer dioxinmissionen, bør derfor have en præference i forhold til rensningsteknologier, der ikke reducerer dioxinudledningen eller evt. hæver den.

I Tyskland har der siden midten af 90'erne været krav til emissionen af dioxin fra krematorier, så alle tyske krematorier har rensning for dioxin, så grænseværdien på 0,1 ng I-TEQ/normal m<sup>3</sup> ved 11% O<sub>2</sub> overholdes (dog 15% O<sub>2</sub> for elektrisk opvarmede ovne). Baggrunden for kravet til dioxin var den store indsats i starten af 90'erne, for at nedbringe den samlede emission af dioxin i Tyskland, hvor der var konstateret meget høje koncentrationer af dioxin i modermælk.

Tidligere krematorieovne uden efterforbrændingskammer har haft væsentlig større emission af dioxin end nyere ovne med efterforbrændingskammer.

England har krav til emissionen af dioxin fra nye krematorier efter 1. oktober 2006 på 0,1 ng I-TEQ/normal m<sup>3</sup> ved 11% O<sub>2</sub>, samt 0,45 µg I-TEQ for 3 kremeringer.

Alle danske krematorier har siden midten af 90'erne levet op til kravet om EBK, støttebrænder og mindste temperatur /7/, hvilket har medført en væsentlig reduktion af dioxinmissionen i forhold til tidligere.

#### 4.1.3 PAH og lugtstoffer

PAH er nævnt i Input til branchebilag for krematorieanlæg /9/, men kun kort med en bemærkning om, at "For PAH og lugtstoffer kan drages de samme konklusioner som for dioxin", som er:

"Dioxiner vil være til stede i røggasserne, men anlæg med filtre og aktivt kul til reduktion af Hg vil samtidig tilbageholde dioxinerne."

Der tages således ikke stilling til størrelsen af emissionen af PAH og lugtstoffer, og om der er belæg for at stille krav til emissionen.

Vi har ikke kendskab til konkrete målinger af PAH fra krematorier, men ud fra forbrændingstekniske overvejelser og erfaringen med PAH-emission fra andre typer forbrændingsanlæg, er både massestrøm og koncentration af PAH fra krematorier sandsynligvis langt under både Luftvejledningens massestrømsgrænse og emissionsgrænse. Der er på den baggrund ikke belæg for at stille krav til emissionen af PAH.

På samme baggrund vurderes det, at med velfungerende krematorieovne, der lever op til de danske krav om temperatur og opholdstid i efterforbrændingskammeret, vil emissionen af lugtstoffer være lav og normalt ikke give anledning til lugtgener i omgivelserne. Den normale måde at regulere lugtemission på er at stille krav til den maksimale lugtkoncentration i omgivelserne, og derefter regulere afkasthøjden, så kravet overholdes. Der findes ingen massestrømsgrænse for lugtstoffer, og kun få anlægstyper har en emissionsgrænse, f.eks. gasmotorer samt termiske og katalytiske oxidationsanlæg.

Ved rensning for Hg med aktivt kul vil dioxin og PAH også blive adsorberet i kullet, men hvis der etableres en Hg-rensning med selen eller guldfilter, vil der ikke være nogen rensning af dioxin og PAH, ud over det der fjernes i selve posefilteret. Anvendes en skrubber, er rensningen for dioxin og PAH ringere end med posefilter, fordi støvrensningen er ringere.

#### 4.1.4 Hg

I det følgende beskrives Hg mere detaljeret end de andre emittenter, da projekts fokus er på udledningen af Hg fra krematorier.

##### **4.1.4.1 Krav til Hg for affaldsforbrændingsanlæg**

I bekendtgørelse om anlæg, der forbrænder affald, som implementerer EU-direktivet om forbrænding af affald, er grænseværdien for Hg fastsat til 0,05 mg/normal m<sup>3</sup> ved 11% O<sub>2</sub>. Denne emissionsgrænse er gældende for alle EU-lande, og anvendes også for krematorier i flere af vores nabolande, f.eks. Norge og England.

##### **4.1.4.2 Luftvejledningens Hg-krav**

Ifølge Luftvejledningen skal der etableres rensning, så emissionsgrænseværdien overholdes, hvis massestrømsgrænsen for et givent stof overskrides. Massestrømmen opgøres for alle virksomhedens emissioner før rensning, og midles over et skift, normalt 7 timer. Hvis den samlede massestrøm er større end massestrømsgrænsen, skal emissionsgrænseværdien overholdes for hver proces/afkast, d.v.s. for hver ovn på et krematorium.

Klassificering og grænseværdier for Hg ifølge Luftvejledningen og B-værdivejledningen er vist i Tabel 13.

Stofnavn	B-værdi µg/m <sup>3</sup>	Hoved gruppe	Klasse	Emissionsgrænse mg/normal m <sup>3</sup> ved 11 % O <sub>2</sub>	Massestrøms- grænse g/h
Kviksølv-forb. i uorg. Støv (målt som Hg)	0,1	2	I	0,1	1

Tabel 13. Klassificering og grænseværdier for Hg.

I baggrundsmaterialet for standardvilkårene /9/ er der i bilag 2 opgivet en række målinger af Hg-emissionen fra danske krematorier fra perioden 1999 til 2004. Emissionerne er vist i Tabel 14.

Hg-emission	mg/normal m <sup>3</sup> ved 11 % O <sub>2</sub>	g/h	g/krem.
Middel af 34 målinger	0,34	0,809	1,119
Mindste værdi	0,0	0,000	0,000
Største værdi	2,5	5,817	8,726
Grænseværdi, standardvilkår	0,1	0,24	0,32
Værdierne er beregnet ud fra en røggasmængde pr. kremation på 2.400 Normal m <sup>3</sup> ved 11% O <sub>2</sub> , og en varighed på 80 minutter.			

Tabel 14. Målte emissioner af Hg fra danske krematorier

De laveste emissioner forekommer sandsynligvis ved kremation af afdøde med tandproteser, eller tænder der ikke indeholder amalgam.

Ved sammenligning af de målte emissioner i Tabel 14 med grænseværdierne i Tabel 13 er emissionen tydeligt større end massestrømsgrænsen, og emissionsgrænseværdien er kraftigt overskredet. Hvis der tillige tages hensyn til, at de målte emissioner sandsynligvis er noget større, måske en faktor 2 større, på grund af målefejlen omtalt i kapitel 5, er grænseværdierne endnu tydeligere overskredet. Den forventede stigende emission af Hg, p.g.a. et stigende indhold af amalgam i afdøde frem til omkring 2020, forstærker yderligere dette forhold. Krematorier med mere end én ovn vil endvidere have større massestrøm, og overskridelsen af massestrømsgrænsen bliver dermed mere markant.

Nogle af de danske krematorier kører med en belastning ned til omkring 40% af kapaciteten, men da de normalt kører hele dage, men færre dage om ugen, vil de have tilsvarende overskridelse af massestrømsgrænsen. Reelt kan de ændre driftsformen til færre daglige kremationer, og dermed teoretisk komme under massestrømsgrænsen, men de vil stadig have problemer med at overholde B-værdien for Hg, som omtalt i afsnit 4.1.4.3 på side 29.

Ifølge Luftvejledningens anvisninger er det således helt klart, at der skal etableres rensning for Hg på alle krematorier i Danmark.

#### **4.1.4.3 Overholdelse af B-værdien for Hg**

B-værdien er den enkelte virksomheds samlede maksimalt tilladelige bidrag til tilstedeværelsen af et forurenende stof i luften i virksomhedens omgivelser. B-værdien skal altid overholdes, og den gælder uanset baggrundskoncentrationen. B-værdier anvendes for at beskytte omkringboende mod skadelige effekter fra luftforureningen. Værdier er fastsat ud fra et ønske om et højt beskyttelsesniveau. Det vil sige, at beskyttelsen både

skal tage højde for særligt følsomme grupper i befolkningen og tage hensyn til, at der er tale om en vedvarende udsættelse for forureningen.

Sammenhængen mellem emission og B-værdien beregnes ved hjælp af den PC baserede OML-model (Operationel Meteorologisk Luftkvalitetsmodel). Modellen beregner den maksimale 99% fraktil som timemiddelværdi på basis af emissionsdata og bygningsforhold, og den skal være mindre end eller lig med B-værdien, før den overholdes.

I Tabel 15 er vist beregninger af 99% fraktiler for en krematorieovn med de målte emissioner i Tabel 14, samt ved en emission svarende til henholdsvis 100% og 70% af emissionsgrænseværdien for Hg på 0,1 mg/normal m<sup>3</sup>.

Emission			Forklaring	Skorstenshøjde	Maksimal 99% fraktil	99% fraktil i % af B-værdi	Afstand
g/krem	g/h	mg/normal m <sup>3</sup>		m	µg/m <sup>3</sup>	%	Meter
1,119	0,84	0,45	Middel af 34 målinger	10	0,16	160	30
8,7	6,5	3,6	Højeste målte emission af de 34 målinger	10	1,3	1.100	30
				30	0,09	86	150
	0,18	0,1	Grænseværdien	10	0,035	35	30
	0,13	0,07	70% af grænseværdien	10	0,025	25	30

Tabel 15. OML-beregninger for spredning af Hg

Beregningerne viser, at der er væsentlige overskridelser af B-værdien for de målte emissioner, specielt for den højest målte emission. Med "middelemmissionen" overholdes B-værdien først i en afstand af 100 m, og med den højeste målte emission overholdes B-værdien først i en afstand på 4-600 m fra skorstenen.

Ifølge Luftvejledningen, skal OML-beregningerne udføres med den maksimale målte timeemission, og for den overholdes B-værdien kun ved etablering af en 30 m høj skorsten.

For krematorier med mere end én ovn, er emissionerne og overskridelserne af B-værdien forholdsmæssigt større.

Beregningerne viser også, at for et krematorium med 3 ovne, der alle har en emission svarende til emissionsgrænseværdien og en skorsten på 10 m, vil være lige omkring B-værdien i en afstand af 40 m. Med 4 ovne overskrides B-værdien, hvis emissionen svarer til emissionsgrænseværdien. Da emissionen normalt vil være væsentligt under emissionsgrænseværdien efter rensning, vil anlæg med 4 ovne uden problemer kunne overholde B-værdien. Det er normal praksis i miljøgodkendelser, at den for afkasthøjden dimensionsgivende emission eftervises ved kontrolmålinger.

#### 4.1.4.4 Konklusion om Hg

Med de målte emissioner af Hg på danske krematorier overskrides massestrømsgrænsen for Hg på 1 g/h, og der skal derfor etableres rensning, så emissionsgrænseværdien på 0,1 mg/Normal m<sup>3</sup> overholdes.

Med de målte emissioner på anlæg uden Hg-rensning og en skorstenshøjde på 10 m overholdes B-værdien ikke. Skorstenen skal være næsten 30 m høj, før B-værdien overholdes med den højeste målte emission og fra én ovn. Et

krematorium med flere ovne skal have en endnu højere skorsten for at kunne overholde B-værdien, hvis der ikke etableres rensning. Med en emission under standardvilkårenes grænseværdi på 0,1 mg/normal m<sup>3</sup> for Hg vil krematorier med op til 3 ovne overholde B-værdien med en skorsten på 10 m. Med en endnu lavere emissionsgrænseværdi og en 10 meter høj skorsten vil anlæg med mere end 3 ovne også overholde B-værdien.

Ifølge Luftvejledningens anvisninger skal der således etableres rensning på alle danske krematorier, så emissionsgrænseværdien på 0,1 mg/normal m<sup>3</sup> overholdes.

Uden rensning ville det være nødvendigt med betydeligt højere skorstene, omkring 30 m for anlæg med én ovn, og endnu højere skorstene for anlæg med flere ovne.

Alle landets krematorier har i dag miljøgodkendelser, hvor retsbeskyttelsesperioden på 8 år er udløbet, undtagen de tre der har etableret rensning og fået nye godkendelser (Bispebjerg, Sundby og Odense). Revision af miljøgodkendelserne for de øvrige anlæg afventer standardvilkårene. Uden fælles regler i standardvilkårene vil de fleste tilsynsmyndigheder sandsynligvis alligevel stille krav om overholdelse af emissionsgrænseværdi og B-værdi for Hg, dels fordi det vil være i overensstemmelse med Luftvejledningen, og dels fordi de tre anlæg med nye miljøgodkendelser har krav om dette.





# 5 Målinger

Inspireret af de svenske Hg-målinger ved rensning med enten selen eller aktivt kul, og påstandene om at en stor del af Hg forsvinder, inden det når frem til posefilteret, har medført en del fokus på massebalancen for Hg gennem processen i dette projekt.

Ved kremeringer med kendte mængder Hg viser mange svenske målinger lave genfindinger af Hg, samlet 25 – 75%. Halvdelen af det tilsatte Hg genfindes efter ovnen, og kun halvdelen af dette genfindes efter køleren. Det hævdes tillige, at Hg fordampes fra brugt aktivt kul, og at det diffunderer ud gennem lukkede stålrumler.

Det menes umiddelbart, at der må være tale om måle- og analysefejl, men de udførte målinger er vanskelige at vurdere, fordi der normalt ikke er tilstrækkeligt med oplysninger i de foreliggende rapporter og/eller omtaler af måleresultater.

Ud fra FORCEs erfaringer med udførelse af almindelige emissionsmålinger for Hg har teoretiske overvejelser omkring målemetoden givet anledning til følgende ræsonnement om, at Hg er et stof, der kan være meget vanskeligt at måle korrekt på krematorier, fordi der er mange mulige fejlkilder, f.eks.:

- Røggasvolumenstrøm og temperatur varierer meget over kremeringsforløbet.
- Kontinuerte målinger af Hg viser, at al Hg fordampes og emitteres over 5-15 minutter, ca. 10-15 minutter efter indsætning af kisten. Det er i perioden med størst røggasvolumenstrøm.
- Hg måles normalt som en middelmåling over måleperioden, men hvis både koncentration og røggashastighed varierer meget, så skal Hg opsamles ved flowproportional udsugning for at få korrekte målinger.

Hg på partikelform opsamles normalt ved isokinetisk prøvetagning, der sikrer korrekte værdier, men mange målefirmaer udtager en delstrøm af den filtrerede luft med konstant flow, som bobles gennem vaskeflasker til bestemmelse af den gasformige Hg. Denne fremgangsmåde underestimerer den målte Hg-emission, da hovedparten af Hg fra krematorier findes på gasform og forekommer i perioden med størst røggasvolumenstrøm.

For at verificere dette ræsonnement er der foretaget målinger af Hg-emissionen fra et krematorium med parallelle målinger af Hg på dampform i vaskeflasker, med henholdsvis konstant flow og flowproportional opsamling.

## 5.1 Måling af Hg-emission

Der er udført to målinger af Hg-koncentrationen før filteret på Bispebjerg Krematorium med parallelle målinger af Hg på dampform i vaskeflasker, med

henholdsvis konstant flow og flowproportional opsamling. Desuden er der udført en måling af Hg under rensning af køleren med trykluft.

Bispebjerg Krematorium har 4 ovne og 2 filterlinier, som hver renses røgen fra to ovne. Måling på en filterlinie vil derfor omfatte måling i røgen fra 2 ovne, der kører forskudt med mindst 30 minutters interval for kisteindsættelse. Af denne grund kan målinger ikke udføres over et helt antal kremeringer, med mindre der måles over en hel dags kremeringer.

I forsøget er der til hver kremering lagt to ampuller med hver 2,4 g amalgam ovenpå kisten. En ampul, indeholder 1,2 g Hg, så der er tilsat 2,4 g Hg til hver kremering. Tilsætning af amalgam sikrer brugbare resultater til forsøget, hvis de afdøde ikke har amalgamfyldninger.

Da formålet med målingerne er at påvise en eventuel målefejl, er målingerne foretaget før Hg-rensning, dvs. mellem køler og posefilter.

Under de to første målinger er der påbegyndt to kremeringer under hver måling, mens den tredje måling er udført i slutningen af kremeringsprocessen, hvor køler og filter manuelt blev stillet til rensfunktionen, som varer ca. 30 minutter. Her renses køleren med korte gentagne trykluftblæsninger, hvorved aflejret støv blæses ud til filteret, hvor filterposerne samtidigt renses, ligeledes med gentagne trykluftblæsninger.

Måleresultaterne er vist i Tabel 16.

Koncentrationer		Måling 1	Måling 2	Køler- og filterrensning
Hg-konstant flow	mg/normal m <sup>3</sup>	0,50	0,45	0,067
Hg-flowproportional	mg/normal m <sup>3</sup>	0,90	1,3	
Hg-konstant flow	Hg gasfase i % af total	95	98	58
Hg-flowproportional	Hg gasfase i % af total	97	99	
Hg-konstant flow	g/h	1,2	1,0	0,12
Hg-flowproportional	g/h	2,2	2,7	

Tabel 16. Måleresultater fra Bispebjerg Krematorium

Målingerne viser tydeligt, at med flowproportional opsamling måles meget højere emissioner end ved den normalt anvendte konstant flowmetode. Forøgelsen er henholdsvis ca. 80% og ca. 180% ved de to målinger, men tallene er behæftet med en stor usikkerhed, fordi reguleringen af den flowproportionale opsamling er foretaget manuelt, efter en relativ grov visning af flowet. Røggasflowet varierer relativt hurtigt og meget, så det er meget vanskeligt at følge variationerne ved manuel regulering. Desuden er prøvetagningen forskellig fra et helt antal kremeringer, specielt ved måling nr. 2, hvilket giver mindre opsamling af prøve i perioden med lavest røggasflow og ingen Hg-emission. Prøvetagning i den periode ville fortynde den flowproportionale prøve i forhold til konstant flow prøven, og derved reducere forskellen i de målte værdier.

Målingerne støtter den teoretiske betragtning om, at der forekommer målefejl ved konstant flow prøvetagning af den gasformige Hg, men størrelsen af fejlen kan desværre ikke fastslås. Da kremeringer kan være forskellige i forløb og indhold af Hg, ligesom de konkrete metoder for alle tidlige målinger ikke

kendes, kan der ikke etableres en fast faktor for målefejlen, som kan anvendes til at korrigere tidligere målinger. I den aktuelle måling er der tilmed sideløbende kremeringer med ca. 30 minutters forskydning, hvilket komplicerer muligheden for at beregne en fast korrektionsfaktor. Det er dog FORCEs vurdering, at faktoren kan være i størrelsesordenen 1,5 - 2, således at den reelle emission fra en kremering målt med konstant flow kan være omkring en faktor 1,5 - 2 større end den målte værdi.

Den tredje måling af Hg under rensning af køler og filter dokumenterer, at der aflejres Hg i køleren under driften, og at det afgives igen under rensningen. Den målte mængde er dog relativt beskedent, men der kan være tale om et problem med analysen af Hg på partikelform, der opsamles på filteret. I de aktuelle målinger har det ikke været muligt at følge standardens anvisning for oplukning af filteret p.g.a. den relativt store støvkoncentration, der kræver større filtre for at undgå tilstopning af udstyret. De store filtre kan ikke håndteres korrekt i analyseudstyret, og filtrene er derfor oplukket uden brug af højt tryk og temperatur (bombeoplukning), hvilket kan betyde, at ikke alt partikulært Hg er analyseret. Prøverne kan dermed være underestimeret.

Målingerne bekræfter den teoretiske overvejelse om, at målinger af Hg fra krematorier bør foretages med flowproportional prøvetagning af Hg på dampform. Det bør ske med prøvetagningsudstyr med automatisk regulering af prøvetagningsflowet i forhold til røggashastigheden, så der så nøjagtigt som muligt opsamles med det rigtige flow gennem hele måleperioden.

Tidligere målinger der er udført isokinetisk, med kontinuert korrektion af sugeshastigheden i forhold til røggashastigheden, og hvor hele prøvetagningsflowet går gennem vaskeflasker til opsamling af Hg, vil ikke have ovennævnte fejl.

Der er også grund til at se nærmere på analysemetoden for Hg på partikelform, da den anvendte metode kan være mangelfuld i forhold til at bestemme den totale mængde Hg. Standarden foreskriver korrekt oplukning ved høj temperatur og tryk - også når der anvendes større filtre end normalt. I praksis vil der være en række laboratorier, der ikke har analyseudstyr til korrekt oplukning af store filtre, hvilket kan resultere i forkert oplukning. Problemet eksisterer udelukkende ved målinger før et posefilter eller på krematorier uden posefilter, hvor partikelindholdet er højt, og hvor Hg på partikelform kan forventes

Ved måling af Hg-emissionen efter rensning er støvkoncentrationen meget lille, og så bør ingen laboratorier have problemer med at følge standardens forskrifter. Der er efter FORCEs overbevisning derfor ikke grund til at gøre mere end blot at informere om fejlrisikoen under disse specielle forhold.

## 5.2 Hg memory effekt

De mange målinger, der viser uoverensstemmelser mellem den kendte mængde Hg, og det der måles, tyder på, at der kan forekomme en memory effekt i køleren, således at der afsættes/kondenseres Hg ved høje koncentrationer, som efterfølgende kan afgives igen, når koncentrationen er lav.

I Lohse et. all. /22/ refereres målinger af Hg ved samforbrænding af affald i en cementovn, og her blev der ved opstarten kun målt 8% af den mængde Hg,

der burde være, og ved den efterfølgende måling var der 185%. Forfatteren konkluderer, at det kun kan skyldes en memory effekt, hvor Hg tilbageholdes midlertidigt og efterfølgende afgives igen.

Det er dog FORCEs vurdering, at memory effekten er af mindre betydning, og at memory effekter af ovennævnte størrelsesorden forekommer usandsynlige.

### 5.3 Måling af Hg-emission fra krematorier

Der er påvist en generel målefejl ved prøvetagning for Hg på dampform ved udsugning af en konstant delstrøm gennem vaskeflasker, som anvist i Miljøstyrelsens metodeblade MEL-08b<sup>3</sup>, når der er tale om stærkt varierende koncentration og røggasflow, som der er på krematorier. På den baggrund er der grundlag for at revidere metodebladet, så der indføres de nødvendige modifikationer med krav om flowproportional prøvetagning på processer, hvor både volumenstrøm og Hg-koncentration varierer meget over måleperioden.

Der er ligeledes baggrund for at rette henvendelse til CEN (den europæiske komite for standardisering), med henblik på at få gjort opmærksom på dette problem i næste revision af standarden EN 13211 /18/ om måling af Hg fra stationære kilder.

Erfaringerne med dette måleproblem bør også publiceres i internationale tidsskrifter for at sprede kendskabet til problemet, så man kan tage de nødvendige forholdsregler for at sikre rigtige og pålidelige målinger af Hg-emissionen under alle forhold.

---

<sup>3</sup> MEL-08b om bestemmelse af koncentrationer af kviksølv i strømmende gas (manuel opsamling ved hjælp af filter og vaskeflasker) kan ses på [www.ref-lab.dk](http://www.ref-lab.dk).

# 6 Renseteknologier

Rensning med aktivt kul er langt den mest udbredte teknologi til reduktion af Hg, og anses generelt for at være BAT (bedst tilgængelig teknik) for Hg-rensning af røggasser, f.eks. på krematorier og affaldsforbrændingsanlæg.

Der findes flere andre metoder til reduktion af Hg, men de er ikke særlig udbredt på krematorier, formentlig fordi de enten er mindre effektive overfor Hg, eller fordi de er dyrere eller væsentligt dyrere end rensning med aktivt kul.

Ifølge oplægget til dette projekt ønskes det sekundært undersøgt om andre metoder end aktivt kul til Hg rensning er bedst tilgængelig teknik (BAT), herunder:

1. Filterbed med andre adsorbenter end aktivt kul.
2. Røggasrensning med skrubber.
3. Selen som reduktionsmiddel.

For at belyse dette, gennemgås både de mest udbredte renseteknologier til røggasrensning på krematorier, herunder de alternativer der ønskes belyst.

## 6.1 Renseteknologier

Teknologier til emissionskontrol for de stoffer der ifølge standardvilkårene er aktuelle for krematorier er:

- Cyklon (forudskiller)
- Posefilter
- Skrubber
- Adsorptionsproces (aktivt kul dosering eller fixed-bed)
- Katalytisk proces (guldfilter)

Cykloner har en begrænset udskilningseffektivitet, og kan ikke reducere støvkoncentrationen til under grænseværdien. Cykloner anvendes derfor kun som forudskiller inden den egentlige rensning, bl.a. som beskyttelse af et efterfølgende posefilter (udskiller f.eks. gløder og gnister, der kan forårsage brand i filterposerne). Flere leverandører anvender posefiltre direkte uden cyklon, hvilket reducerer udgiften til udstyr. Det anses for unødvendigt med en cyklon før partikelrensningen, og teknologien omtales ikke yderligere.

Røggassen direkte fra kremeringsovn er omkring 850 °C varm, og det er nødvendigt med en meget lavere temperatur, for at udstyret kan tåle og håndtere røggassen.

Uanset renseteknologi, kan røggasrensningen inddeles i 3 operationer:

1. Røggaskøling
2. Partikelfjernelse for at overholde kravet på 10 mg/normal m<sup>3</sup>.
3. Hg-fjernelse for at overholde kravet på 0,1 mg/normal m<sup>3</sup>.

For at leve op til kravet for støvemission på 10 mg/normal m<sup>3</sup> er det normalt nødvendigt med rensning i posefilter, hvilket også er den almindeligt anvendte

teknologi. En skrubber vil normalt have vanskeligt ved at rense partikler tilstrækkeligt effektivt, men det vurderes at kunne lade sig gøre, med speciel design.

## 6.2 Røggaskøling

Røggassen kan køles ved direkte eller indirekte køling. Posefiltermaterialet i posefiltre kan ikke tåle for høj temperatur, så røggasserne skal derfor køles til 120-150 °C. Det sker oftest i en vandkølet røggaskøler, men det er også muligt at anvende røggas/luft varmeveksler, som dog ikke er særlig udbredt.

Direkte køling ved iblanding af luft, til en temperatur på 2 – 400 °C, som røgkanal, blæser og skorsten bedre kan tåle, har været normal praksis på krematorier, men der skal meget store luftmængder til, for at komme ned på de temperaturer der er nødvendige for en efterfølgende rensning. De store luftmængder ville betyde, at den efterfølgende rensning skal håndtere meget store luftmængder, med store ekstraomkostninger til følge.

En mere effektiv direkte køling er fordampning, hvor der via dyser tilføres vand, som ved fordampning sænker temperaturen. Ulempen er dels større røggasvolumen pga. det fordampede vand, og dels at røgens dugpunkt bliver meget højt, hvilket kan give vanskeligheder med efterfølgende renseteknologier. Endeligt kan det medføre en tydelig dampfane ud af skorstenen, eller ekstra energiforbrug til genopvarmning af røgen.

Indirekte køling sker i en varmeveksler, hvor røgens varme enten overføres til luft eller vand. Med røg/luft varmeveksler kan noget af luften anvendes til forbrændingsluft, og derved spare energi til opvarmningen.

Med røg/vand varmeveksler kan varmen udnyttes til forvarmning af forbrændingsluften, opvarmning af bygninger og for brugsvand evt. via fjernvarmesystem. Anvendes varmen internt bør der indgå en varmeakkumuleringstank. Uudnyttet varme frigives til luften via en eksternt placeret vand/luft køler.

De almindeligt anvendte vandkølede røggaskølere renses automatisk for sod efter hver kremeringsdag. Køleren er forsynet med automatisk tryklufblæsning, som automatisk startes efter hver kremeringsdag. Samtidigt regenereres posefilteret. Under sodblæsning kører røggasblæseren, så sod og partikler blæses over i posefilteret. Manuel rensning af røggaskølerens rør kan være nødvendig, f.eks. ved driftsproblemer der kan give fedtet sod, som ikke kan fjernes ved sodblæsning.

## 6.3 Partikelrensning med posefilter

Der kan generelt anvendes forskellige typer filtre til krematorier, konvolutfiltre, kassettefiltre, posefilter etc.

Filtermaterialerne har begrænset temperaturbestandighed, som dog med specielle og meget dyre materialer kan være helt op til 260 °C. Anvendes dosering af aktivt kul før posefilteret eller en aktivt kul bed efter filteret, begrænser det driftstemperaturen til maksimalt 140 - 150 °C.

Tætte og velfungerende filtre med velegnet filtermateriale vil typisk rense ned til en koncentration på mindre en 1 mg/normal m<sup>3</sup>.

Posefiltre vil også reducere komponenter der er kondenseret på partikler, specielt dioxin, PAH og formentlig også nogle lugtstoffer og bidrager derved til emissionskontrol af disse komponenter.

Posefilteret regenereres automatisk hver dag efter sidste kremering, typisk automatisk at blæse korte trykluft-pulser baglæns gennem filtermaterialet. Samtidigt renses køleren også med trykluftpulser.

Restproduktet der udskilles i posefilteret tømmes derefter ud i en plastpose i en 200 liter ståltønde, placeret direkte under filteret. Støvmængden fra en kremering er normalt 100 til 300 g.

#### 6.4 Hg rensning

Hg i røggassen findes både bundet til partikler og på dampform. De partikler som afsættes på rørvæggene i røggaskøleren indeholder eller adsorberer en vis mængde Hg. Ved automatisk rensning af af køleren overføres disse partikler til posefilteret, hvor de udskilles og ender i tønden med restprodukt.

Til rensning af Hg med aktivt kul findes to metoder, hvor der henholdsvis anvendes pulver der tilsættes før posefilteret, og bedmetoden, hvor røggassen efter posefilteret ledes gennem en beholder med aktivt kul i pellets. Aktivt kul er meget porøst, hvilket giver en meget stor indre overflade, som kan være større end 1.500 m<sup>2</sup> i pr. gram. Aktivt kul fungerer ved at Hg adsorberes på denne indre overflade. Aktivt kul er også meget effektivt overfor andre stoffer, især organiske stoffer, så både lugtstoffer, dioxin, PAH og TOC vil blive adsorberet i kullene.

Hg forekommer både på partikelform og på gasform. Udskillelsen begynder allerede i røggaskøleren, hvor sod og aske indeholder en del Hg.

Pulvermetoden er den mest udbredte, sandsynligvis fordi bedmetoden er noget dyrere. Bedfilteret kan udnytte det aktive kul bedre, hvis der anvendes svovlimprægneret kul, som binder Hg kemisk som sulfid, og dermed giver en større kapacitet (der kan adsorberes mere Hg pr. kilo aktivt kul i forhold til uimprægneret kul).

Pulveret består enten af rent aktivt kul, eller en blanding af kalk og aktivt kul. Fordelen ved blandingen er dels en mere sikker håndtering pga. reduceret eksplosionsfare, og dels at kalken også reducerer røggassernes indhold af sure gasser (HCl og SO<sub>2</sub>).

##### 6.4.1 Pulvermetoden

Ved pulvermetoden belægges filterposerne med et lag aktivt kul, og rensningen sker når røggassen passerer igennem dette lag. Belægningen med aktivt kul, sker normalt ved at tilsætte en fast mængde aktivt kul om morgenen inden første kremering starter. Efter dagens sidste kremering regenereres filterposerne og det aktive kul falder sammen med udskilt aske ned i bunden af filteret, hvor det skræbes ned i en plastpose i en 200 l ståltromle.

Rensningseffektiviteten for Hg er bedre end 97 %.

Til pulvermetoden hører også en beholder med aktivt kul og et automatisk doseringssystem. Forbruget af aktivt kul er 2 – 500 g/kremering, og ligger typisk i området 200 – 300 g/kremering.

Aktivt kul pulver er meget fint, og er vanskeligt at fjerne fuldstændigt igen fra næsten alle typer overflader. Der vil derfor være tydelige spor efter håndteringen af både frisk aktivt kul og restproduktet fra filteret. Processen er lidt mere arbejdskrævende end en kulbed, da der skal håndteres både nyt og brugt aktivt kul.

I anlæg med pulvermetoden er det specielt ind- og udmadning af aktivt kul, der kan give problemer. Ved mangelfuld eller svigtende kuldosering til filteret reduceres eller bortfalder Hg-rensningen, hvorved emissionsgrænsen sandsynligvis vil overskrides.

Det restprodukt der genereres ved pulvermetoden svarer til den tilsatte mængde aktivt kul, som udskilles sammen med filterstøvet.

#### 6.4.2 Kulbed

Efter posefilteret køles røggassen yderligere ned til ca. 80 °C, fordi de svovlimprægnede kul i bedden ikke tåler så høje temperatur. Kullet i bedden er små pellets, f.eks. 3 mm i diameter og 5-6 mm lange, for at røggassen kan passere gennem laget uden for stort et tryktab. Hg og organiske stoffer adsorberes i kullet, og reagerer med det imprægnede svovl under dannelse af den stabile forbindelse HgS (kviksølvulfid). Svovlimprægningen øger kullenes adsorptionskapacitet kraftigt, så anvendelsen af imprægneret kul kan være billigere end almindelig aktivt kul, selvom prisen er omkring 4 gange større. Rensningseffektiviteten er bedre end 97 %.

I følge leverandøren, kan kulbedden holde til 8 – 10.000 kremeringer, før kullene skal udskiftes.

Kulbedden består invendigt af to parallelkoblede ca. 1,5 m høje cylindre, hvor cylindervæggene består af kullene. Røggassen passerer fra ydersiden af cylinderen og ind mod midten, hvor røgen via en udløbskanal ledes til røggaskøleren, hvor den opvarmes ved varmeveksling med røggassen fra ovnen, og videre til skorstenen.

Ved udskiftning af kullene suges de brugte kul først ud med en kraftig industristøvsuger, og fyldes på egnet emballage. Nyt kul leveres i sække, og påfyldes manuelt,

Kulbed er dyrere og fylder væsentligt mere end pulvermetoden, da det er en ekstra enhed. Processen er mindre arbejdskrævende, fordi der er kul til 2-5 års drift.

Det er vanskeligt at vide, hvornår kullene er brugt op, da det kun kan ske ved måling af Hg koncentrationen efter kulbedden, og i følge standardvilkårene skal det gøres en gang årligt.

En kulbed er også følsom overfor partikler, så selvom der er et effektivt posefilter før, så kan den smule fint støv der slipper igennem afsættes i



kulbedden og blokere overfladen af det aktive kul, så effektiviteten falder. Kulbedden kan derfor være forsynet med et engangs finfilter ved indløbet. Svovlimprægnerede kul kan ikke tåle for høj temperatur, og svovlimprægneringen ødelægges af vand, f.eks. kondens ved for lav temperatur.

Det aktive kul i bedden skal skiftes efter et stort antal kremeringer, som afhængigt af belastningen er cirka hvert 2 – 5 år. Her skiftes hele mængden af aktivt kul på ca. 2.000 kg, og de brugte kul skal bortskaffes som farligt affald.

## 6.5 Andre teknologier

### 6.5.1 Rensning for Hg med selen

I Sverige har der i flere år været debat mellem to grupperinger omkring rensning for Hg på krematorier. Der er dem der mener, at tilsætning af selen til kremeringen er den eneste rigtige måde at fjerne Hg på, og de andre der foretrækker rensning med aktivt kul.

Selengruppen mener, at Hg diffunderer ud gennem den ildfaste udmuring i ovnen, gennem røggasrør og køleflade, så kun en mindre del når frem til posefilteret, hvor det adsorberes med aktivt kul. Hg hævdes at fordampe langsomt fra det brugte aktive kul, og at det kan diffundere ud gennem en lukket ståltønde, således at rensningen med kul reelt er nyttesløs, fordi hovedparten af Hg alligevel slipper ud i naturen. En række forskellige målinger viser, at kun en del af det Hg, der er tilsat sammen med kisten, kan genfindes efter ovnen, og endnu mindre efter køleren. Ligeledes viser en række målinger af Hg i brugt aktivt kul en faldende koncentration med tiden. Der findes dog andre målinger, som ikke understøtter dette, så der er samlet ikke nogen overbevisende dokumentation for påstandene.

Selengruppen mener, at tilsætningen af selen effektivt hindrer at Hg diffunderer ud gennem murværket, ved at der opbygges selen i murværket, som reagerer med det Hg, der trænger den vej. Der foreligger ikke målinger, som kan dokumenterer store mængder Hg, selen eller Hg-selenid i brugt murværk.

Ved tilsætning af selen sammen med kisten fordamper selen samtidigt med tandamalgam Hg, og de reagerer med hinanden under dannelsen af Hg-selenid, som er en meget stabil forbindelse, som reelt skulle være uproblematisk i naturen. Effekten af selen dokumenteres ved målinger, der viser betydeligt højere koncentrationer og større genfinding af tilsat Hg efter ovn og køler, samt et stabilt indhold i restproduktet fra filteret.

Kulgruppen mener, at aktivt kul er en effektiv teknologi, hvilket dels bygger på den store udbredelse af teknologier, samt mange målinger der dokumenterer den store effektivitet. De mener, at Selengruppen tager fejl, bl.a. fordi der ikke foreligger nogen klar dokumentation for påstandene om aktivt kuls ineffektivitet.

Hvis selengruppen har ret i, at rensning for Hg med aktivt kul er så ineffektivt, er det meningsløst at stille krav om rensning med den teknologi. FORCE har derfor nøje overvejet og vurderet denne problematik, og har gennemgået tilgængeligt materiale i form af rapporter og målinger, samt talt med flere repræsentanter fra hver gruppe. På den baggrund er det FORCEs

overbevisning, at både aktivt kul og tilsætning af selen er effektive metoder til at rense for Hg på krematorier, og at de målinger der dokumenter, at aktivt kul er ineffektivt, grundlæggende er udført med måle- og analysemetoder, der kun finder en del af den sande koncentration af Hg.

#### **6.5.1.1 Selenampul**

Rensning med selen på krematorier er udviklet og patenteret af Magnus van Platen. Inden kisten stilles ind i ovnen, lægges en lille trækloids på kisten indeholdende en selenampul. Dette selen fordamper samtidigt med tandamalgam Hg, og reagerer med hinanden under dannelsen af Hg-selenid, som er en meget stabil forbindelse. Hg-selenid er partikulært og vil derfor blive tilbageholdt i et posefilter.

Det oprindelige sigte var at løse Hg-emissionen fra Sveriges mange små krematorier med ældre ovne og relativt få kremeringer om året, hvor etablering af røggasrensning ikke er økonomisk realiserbart. Dette kunne dog ikke opfyldes helt, for man skal udskille Hg-selenid, f.eks. i et posefilter, for at få en tilstrækkelig effektiv rensning.

På Trelleborg og Landskrona krematorierne anvendes selen til Hg-reduktion. Begge anlæg er nyrenoverede, med ny ovn, direkte luftkølet røggaskøler og posefilter. Da begge anlæg afventer den endelige miljøgodkendelse med de endelige emissionskrav, er de meget tilbageholdende med at oplyse om opnåede emissioner og reduktionseffektivitet.

Krematoriet i Linköping har fået en miljøtilladelse til at installere en ny ovn, under forudsætning af at selentilsætning anvendes, selvom anlægget ikke har nogen partikelrensning. Det hævdes, at der er tilsvarende tilladelser på vej til flere andre af de mindre krematorier i Sverige.

Lederen af Trelleborg Krematorium oplyser, at der på ca. 20 af Sveriges 60 – 70 krematorier anvendes selen til rensning for Hg.

Reningseffektiviteten for anvendelse af selenampuller er målt på Landskrona Krematorium, og viser udslipskoncentrationer mindre end 0,08 mg/normal m<sup>3</sup>, svarende til mindst 95 % rensning, ved et Hg indhold på 3 g/kremering. Disse målinger er dog ikke udført akkrediteret.

Der kan ikke opnås garantier for reduktionseffektiviteten eller udslipskoncentration fra leverandøren af selenampullerne. Prisen på selenampullerne er ca. 155 SEK/stk. (ca. 125 kr.). Det giver en betydeligt højere driftsomkostning end ved anvendelse af aktivt kul, og det medvirker naturligvis til at reducerer interessen for processen.

Selen-rensning vurderes at kunne være en hensigtsmæssig teknik at anvende på meget små krematorier (f.eks. minde end 200 kremeringer pr. år), hvor etablering af rensning for støv og Hg vil være voldsomt dyrt i forhold til antallet af kremeringer. Teknikken medfører en emission af Hg-selenid (hvis der ikke findes en støvudskiller), hvilket er langt at foretrække frem for emissionen af Hg. Dette er ikke aktuelt for Danske krematorier.

### 6.5.2 Selenbed eller selenfilter

Det er også muligt at anvende en bed med selen efter røggaskøler og posefilter, men det kan kun udskille elementært Hg på dampform, men Hg<sup>+</sup> og Hg<sup>2+</sup> udskilles ikke. Vänersborg har haft sådan et filter, hvor der blev opnået 95% Hg-rensning. Det er dog taget ud af drift og erstattet med rensning med dosering af aktivt kul.

Denne teknologi anses ikke for anvendelig til Hg rensning i forhold til aktivt kul, pga. dårligere rensning og højere pris.

### 6.5.3 Guldfilter

Et guldfilter kan kun rense for Hg og ikke støv, så der skal være et forudgående posefilter til at rense for støv. Teknologien er væsentligt dyrere i investering, end både kulbed og kuldosering, og skal med mellemrum demonteres og sendes til leverandøren til regenerering. Teknologien giver ingen restprodukter ud over det Hg, der opsamles, som leverandøren bortskaffer eller genanvender ved regenereringen.

Teknologien anses ikke for anvendelig til Hg rensning i forhold til aktivt kul, pga. højere pris og afhængigheden af leverandøren mht. regenerering.

### 6.5.4 Rensning med skrubber

Opbygningen af et skrubbersystem er typisk, at røggassen fra ovnen først varmeveksles med den rensede kolde og våde røggas, for at hæve temperaturen i afkastluften og undgå en stor og tydelig dampfane fra skorstenen. Herved reduceres temperaturen i den urensede røggas fra ca. 850 °C til omkring 600 °C.

Herefter køles røggassen til omkring 70 °C med vandindsprøjtning i en quench, lige før skrubberen, som kan være en venturiskrubber, en almindelig dyseskrubber eller en fyldlegemeskrubber. Venturiskrubberen er mest effektiv mht. reduktion af partikler, men har også et højere energiforbrug pga. et væsentligt større tryktab.

En demister ved udgangen af skrubberen tilbageholder vanddråber, og den rensede røggas varmeveksles med den varme røggas fra ovnen, for at undgå en stor dampfane i det efterfølgende afkast via skorstenen.

Afløbet fra skrubberen bør renses ved separation af partikler, og adsorption af Hg i et filter med aktivt kul.

Den tyske standard for emissionskontrol for krematorier (VDI 3891) /6/ angiver følgende tekniske data for skrubberne:

Temperatur: Ca. 850 °C efter ovnen  
Ca. 600 °C efter varmeveksling med den rensede røggas  
Ca. 70 °C efter skrubberen  
Vandforbrug: 0,3 – 0,4 m<sup>3</sup>/kremering  
Restprodukt: Ca. 0,3 kg/kremering tørstof

En skrubber kan reducere både partikler og forureningskomponenter på gasform, f.eks. sure gasser (HCl, HF, SO<sub>2</sub>), samt i en vis udstrækning dioxin, PAH og Hg. Ved tilsætning af kemikalier og eventuelt aktivt kul til

skrubbevandet, kan reduktionen forøges væsentligt. Base vil give en bedre absorption af sure gasser, oxidationsmiddel vil forøge Hg reduktionen og aktivt kul forbedrer fjernelsen af Hg, dioxin, PAH og andre organiske stoffer (TOC).

Skrubberer er normalt ikke så effektive til partikelreduktion, specielt ikke overfor mindre partikler, og det vil være vanskeligt at sikre en reduktion til mindre end grænseværdien med en skrubberløsning.

Rensningen for Hg er ikke så effektiv som med aktivt kul, så der må også forventes problemer med at kunne overholde grænseværdien på 0,1 mg/normal m<sup>3</sup>, også selvom der tilsættes aktivt kul til skrubbevandet.

Rensning med skrubber er en mere kompliceret og arbejdskrævende teknologi end rensning med posefilter og aktivt kul. Det stiller større krav til driftspersonalet m.h.t. viden, uddannelse og arbejdsindsats. Rensning med en skrubber kan være billigere i investering, men driften vurderes at være dyrere og mere kompliceret.

Rensning med skrubber anses ikke for anvendelig til rensning for støv og Hg i forhold til filter og aktivt kul, pga. ringere rensning, mere kompliceret drift, større krav til uddannelse af driftspersonale og mulige problemer med synlig dampfane fra skorstenen.

## **Konklusion**

### **Driftsproblemer**

Driftsproblemer forekommer på alle anlæg uanset den valgte tekniske løsning, bl.a. fordi driftspersonalet skal lære at kende og styre anlægget så det kører stabilt og driftssikkert.

Rensning med posefilter og aktivt kul er en udbredt og velkendt teknologi, med automatiseret drift. Der er danske og svenske leverandører, som kan levere en god support og instruktion i driften, så driftsproblemer i nogen grad undgås, og dem der opstår kan hurtigt løses pga. den store viden om driftsforholdene.

Både pulvermetoden og bedmetoden giver en rensningseffektivitet for Hg, som er bedre end 97 %, så emissionen vil være væsentlig mindre end grænseværdien på 0,1 mg/normal m<sup>3</sup>.

Posefilter vil sikre støvemission der er væsentlig mindre end grænseværdien på 10 mg/normal m<sup>3</sup>.

De øvrige teknologier anses samlet for mindre anvendelige til rensning for støv og Hg på krematorier i forhold til standardvilkårene.

- Guldfilter er væsentlig dyrere end rensning med aktivt kul, og posefilter skal alligevel etableres.
- Selen og filter er dyrere end aktivt kul
  - men renses ikke for dioxin, TOC og lugt
- En skrubber kan være billigere end filter og kul, men har:
  - dårligere rensning
  - problemer med at kunne overholde grænseværdierne for støv og Hg

- flere delprocesser og dosering af kemikalier, som giver mere kompliceret styring, pasning og vedligehold.
- højt vandindhold i røggassen kan give en uacceptabel dampfane fra skorstenen.



# 7 Omkostninger til rensning på krematorier i Danmark

I Kirkeministeriets rapport fra arbejdsgruppen vedrørende krematorievirksomhed i Danmark /4/ opgøres de samlede omkostninger til etablering af røggasrensning på alle landes krematorier til 148 mio. kr. (alle priser er eksklusiv moms).

Når der foretages betydelige ombygninger og/eller udvidelser, er det altid fornuftigt at se på anlæggets almindelige tilstand og behov for reovering, og det har medført forslag om, at 4 ovne udskiftes med nye. Det bidrager med 12 mio. kr. til den samlede investering.

I samme rapport anbefales det, at der nedlægges 8 krematorier, samt en af to ovne på Aabenraa Krematorium, hvilket Kirkeministeriet ifølge vore oplysninger er indforstået med skal effektueres, fordi det vil være en fornuftig tilpasning af kapacitet det nuværende og fremtidige behov.

En tilpasset liste over investeringsbehovet til rensning, hvor de krematorier, der anbefales nedlagt, er trukket ud, er vist i Tabel 17. Den samlede investering reduceres derved til 98,9 mio. kr., hvilket er en reduktion på ca. 33% i forhold til den oprindelige beregnede investering på 148 mio. kr. Hertil kommer dog 3 mio. kr. til udskiftning af en ovn på Aabenraa Krematorium, som reelt ikke er et miljøkrav, men en nødvendig driftsmæssig investering, som med stor fordel kan afholdes samtidigt med installation af røggasrensning.

Investeringen fordeler sig med 82,3 mio. kr. til rensningsudstyr og 16,6 mio. kr. til bygninger.

Ifølge rapporten er de følgende kommentarer til de beregnede priser:

- Der er regnet med en enhedspris på 3,3 mio. kr. for røggasrensning til en ovn, og for anlæg med 2 ovne er regnet med 5 mio. kr. til et fælles røggasreanseanlæg.
- Priserne for rensningsudstyr omfatter også et nødstrømsanlæg, så igangværende kremeringer kan afsluttes forsvarligt ved strømsvigt.
- De beløb, der er baseret på allerede udarbejdede projektoplæg, er de mest sikre (Odense, Århus og Aalborg).
- På de øvrige krematorier er pladsforholdene og nødvendig udbygning skønnet, og prissat til 30.000 kr./m<sup>2</sup>.
- På anlæg, hvor bygningsudvidelser ikke skønnes nødvendig, er der regnet med kr. 200.000 til bygningstilpasninger.
- På bygningsinvesteringerne må der regnes med betydelige usikkerheder.

Det skal bemærkes, at Odense Krematorium har udbygget med røggasrensning med dosering af aktivt kul, og at de oprindelige priser er medtaget for at kunne sammenligne denne nye opgørelse med den oprindelige.

Region	Krematorium	Investering mio. kr. ekskl. moms			Bemærkninger
		Rensning	Bygninger	Samlet	
Hovedstaden	Bisp./Sundby				Har etableret rensning
	Glostrup	3,3	1,2	4,5	Udbygges med 40 m <sup>2</sup> á 30.000 kr/m <sup>2</sup>
	Gentofte	3,3	0,2	3,5	Skøn: Plads nok i eksisterende bygning
	Ballerup	3,3	1,2	4,5	Udbygges med 40 m <sup>2</sup> á 30.000 kr/m <sup>2</sup>
	Lyngby	3,3	0,2	3,5	Skøn: Plads nok i eksisterende bygning
	Hillerød	3,3	1,2	4,5	Udbygges med 40 m <sup>2</sup> á 30.000 kr/m <sup>2</sup>
	Rønne	3,3	1,2	4,5	Udbygges med 40 m <sup>2</sup> á 30.000 kr/m <sup>2</sup>
Sjælland	Roskilde	3,3	1,2	4,5	Udbygges med 40 m <sup>2</sup> á 30.000 kr/m <sup>2</sup>
	Holbæk	3,3	1,2	4,5	Udbygges med 40 m <sup>2</sup> á 30.000 kr/m <sup>2</sup>
	Slagelse	5	1,8	6,8	Udbygges med 60 m <sup>2</sup> á 30.000 kr/m <sup>2</sup>
	Næstved	3,3	0,2	3,5	Skøn: Plads nok i eksisterende bygning
	Nykøbing F.	3,3	1,2	4,5	Udbygges med 40 m <sup>2</sup> á 30.000 kr/m <sup>2</sup>
Syddanmark	Odense	5	1	6	Er etableret for det budgetterede beløb
	Svendborg	3,3	0,2	3,5	Skøn: Plads nok i eksisterende bygning
	Kolding	5	0,2	5,2	Skøn: Plads nok i eksisterende bygning
	Esbjerg	3,3	1,2	4,5	Udbygges med 40 m <sup>2</sup> á 30.000 kr/m <sup>2</sup>
	Aabenraa	3,5	0,4	3,9	Plus en ny ovn - plads i eks. bygning
Midtjylland	Horsens	3,5	0,2	3,7	Skøn: Plads nok i eksisterende bygning
	Århus	5	0,8	5,8	Baseret på notat af 6/1-06 (DKL)
	Silkeborg	3,3	0,2	3,5	Skøn: Plads nok i eksisterende bygning
	Holstebro	3,3	1,2	4,5	Udbygges med 40 m <sup>2</sup> á 30.000 kr/m <sup>2</sup>
Nordjylland	Aalborg	5,8	0,2	6	Baseret på notat af 8/2-06 (DKL)
	Hjørring	3,3	0,2	3,5	Skøn: Plads nok i eksisterende bygning
Total		<b>82,3</b>	<b>16,6</b>	<b>98,9</b>	

Hertil kommer 3 mio. kr. til udskiftning af en ovn i Aabenraa, hvor en af de to ovne nedlægges

Tabel 17. Revideret oversigt over investering til rensning på reduceret antal danske krematorier

## 7.1 Vurdering af investeringer til rensning

Denne type overslagspriser for etablering af rensning på 22 krematorier er vanskelige, fordi der er så mange forhold, der har betydning for den reelle pris på hvert anlæg. Der kan vælges udstyr, der både er dyrere og billigere end de forudsatte priser, ligesom andre lokale ønsker og fysiske forhold har betydning for prisen. Udgifterne til udbygning og/eller bygningsændringer er behæftet med meget stor usikkerhed, og der kan være betydelige udgifter til forbedringer, f.eks. arbejdsmiljømæssige forbedringer som med fordel kan udføres samtidigt. De samlede udgifter kan derfor både blive mindre og større (eller meget større) end overslagspriserne.

Der kunne også forekomme betydelige ekstra udgifter til udnyttelse af varmen, enten ved tilslutning til et fjernvarmesystem, eller ved etablering af varmeakkumuleringstank og intern udnyttelse til opvarmning af bygninger. Det vil give en større investering, men det kan give betydelige driftsbesparelser, som på nogle anlæg forventes at kunne finansiere merudgiften til investeringen i løbet af få år.



Forholdene på krematorier kan ikke sammenlignes med almindelige industrianlæg, hvor man mange steder kan vælger udendørs placering af røggasrensningen, og derved undgå en stor del af bygningsomkostningerne. På industrianlæg vil man også bedre kunne tåle, at røgen er synlig, i form af en dampfane, som ved valg af en skrubber til rensningen. Krematorierne ligger typisk tæt på boligområder, og en synlig røgfane, der tydeligt signalere at der brændes i krematoriet, er ikke ønskelig, ligesom en udendørs placering af rensningsudstyret vil skæmme ethvert krematorium i uacceptabel grad.

Sådanne æstetiske hensyn betyder derfor, at investeringsomkostningerne til røggasrensning på krematorier kan være betydeligt større, end hvis den samme rensning skulle etableres på et industrianlæg.

Selv om man kan spare investering ved at placere rensningsudstyret udendørs, f.eks. på en betonplade med hegn omkring, så vil besparelsen i forhold til det totale budget være relativt lille, fordi bygningsinvesteringerne trods alt kun udgør 16% af totalinvesteringen.

### 7.1.1 Investering til rensningsudstyr

De anvendte enhedspriser på 3,3 mio. kr. for røggasrensning til en ovn, og 5 mio. kr. for et fællesanlæg for 2 ovne, er nogenlunde i overensstemmelse med de priser, der umiddelbart kan fås fra to af de væsentlige leverandører på til de danske krematorier, det danske Envikraft og det svenske Mitab. Begge har et standardudstyr bestående af røggaskøler med ekstern luftkøling og posefilter med dosering af aktivt kul. De kan også levere en kulbed efter posefilteret i stedet for dosering af aktivt kul, hvilket er dyrere i investering. Envikraft kan også levere en direkte luftkølet røggaskøler, til en lavere pris.

De konkrete priser for et anlæg vil afhænge af flere forhold, det konkrete valg af røggaskøler og rensning med aktivt kul, pladsforholdene, opdatering af SRO-anlæg m.v., og investeringen vil derfor kunne blive både mindre og større end de anvendte priser. Både Envikraft og Mitab angiver, at et filteranlæg med dosering af aktivt kul og røggaskøling til en ovn kan leveres og monteres for mellem 2 og knap 2,5 mio. kr. Hertil kommer diverse arbejde med elinstallationer, rørføring, køling m.v., så en enhedspris på 3,3 og 5 mio. kr. for henholdsvis 1 og 2 ovne er på den baggrund meget realistisk.

I engelske referencer finder flere steder det samme skema med leverandører, med angivelse af renseteknologier, vist i Bilag A. Her angives ens priser for anlæg med dosering af aktivt kul og filterbed, og priserne er i samme størrelsesorden som de danske budgetpriser, som vist i Tabel 17:

	£	Mio. kr.
SingleUnit (1 ovn)	250.000	2,7
DoubleUnit (2 ovne)	380.000	4,1
TripleUnit (3 ovne)	425.000	4,6

Tabel 18. Engelske budgetpriser for røggasrensning til krematorier

Merprisen for en filterbed i stedet for dosering af aktivt kul udgør i størrelsen 365.000 kr., som dog i nogen grad opvejes af en mindre driftsudgift til aktivt kul. Kullene i en filterbed skal skiftes med nogle års mellemrum, afhængigt af belastningen og kulypen. På Bispebjerg Krematorium skulle kullene

angiveligt kunne holde til 10.000 kremeringer, men den første filterbed holdt kun til 7.000 kremeringer.

Envikraft oplyser, at de kan levere en direkte luftkølet røggaskøler, til en pris der er 250.000 kr. lavere end for en vandkølet røggaskøler. Støjniveauet angives at være lavere end for den vand/luftkøler, der anvendes i et vandkølet system.

Der er også mulighed for at vælge en helt anden renseteknologi, f.eks. en skrubber, tilsætning af selen eller et gulfiler, men det vurderes, at ulemperne ved de nævnte teknologier er for store til at udgøre et reelt alternativ til den velkendte, velafprøvede og meget udbredte rensning med posefilter og aktivt kul eller kulbed.

### 7.1.2 Investering i bygningsudvidelse eller tilpasning

Som tidligere nævnt må der regnes med betydelige usikkerheder på bygningsinvesteringerne, fordi forholdene ikke er undersøgt i detaljer på alle krematorierne. På de krematorier, der ikke har plads til rensningsudstyret i kælderen i den eksisterende bygning, er der generelt regnet med en udbygning af kælderen.

I Sverige er der flere eksempler på, at udgifterne til bygningsarbejder har været betydeligt større end de danske overslagspriser.

Renoveringen af Lund Krematorium med udskiftning af to ovne og tilbygning i kælderplan til fælles røggasrensning i 1999 og 2003 kostede i alt knap 16 mio. kr. Heraf var de 7 mio. kr. for bygningsarbejderne, som dog var meget omfattende p.g.a. udskiftning af to ovne og diverse forbedringer i eksisterende bygning.



Figur 3. Lund Krematorium. Kælder findes under pladen foran bygningen. Udstyr kan hejses op og ned gennem lemmerne.

Renoveringen af Trelleborg Krematorium med installation af ny ovn og røggasrensning i en helt ny tilbygning kostede ca. 16 mio. kr. Heraf var de godt 10 mio. kr. for bygningsarbejder og diverse installationer, men her er der egentlig tale om en helt ny bygning med kistmodtagelse, ovn, kontrolrum, røggasrensning m.m.



Figur 4. Trelleborg Krematorium. Tilbygningen er den med det buede tag.

Mitab har oplyst, at deres erfaring med bygningsarbejder ved udvidelse af eksisterende ovne med røggasrensning er, at der ofte udføres ændringer og forbedringer, som reelt ikke har noget med projektet at gøre, men det er fornuftigt at gøre det samtidigt. I andre tilfælde er der kun udført mindre bygningstilpasninger, og den samlede udgift til installation af en ny ovn med røggasrensning har ligget på 5 – 6 mio. kr., hvilket er relativt lavt i forhold til den danske overslagspris, som ikke omfatter en ny ovn.

Odense Krematorium har som nævnt etableret røggasrensning, og projektet er blevet realiseret til en samlet pris af 6,1 mio. kr., hvor overslagsprisen ifølge Tabel 17 var 6,0 mio. kr. Det bemærkes, at bygningsomkostningerne var ret omfattende, fordi der skulle nedlægges en kisteelevator mellem kælder og kapelsal.

## 7.2 Merudgift for Hg-rensning

Da etablering af køling og posefilter er nødvendig for at overholde emissionsgrænsen for støv, er merudgiften i anlægsomkostninger for at rense for Hg begrænset til doseringsudstyr til aktivt kul, hvilket maksimalt koster 100.000 kr.

Merudgiften til en kulbed vil være større, omkring 450.000 kr., men da dosering af aktivt kul er fuldt ud tilstrækkeligt til at opfylde kravene, regnes der kun på omkostningerne for pulversystemet. Det må være op til hvert enkelt krematorium, om de vil ofre merudgiften for at få en kulbed frem for et pulverssystem.

I den samlede investering er der regnet med 21 filteranlæg, fordelt på 17 anlæg med en ovn og 4 anlæg med 2 ovne per filteranlæg. Det giver en samlet besparelse på ca. 2 mio. kr., som udgør ca. 2% af den samlede investering.

Driftsudgifterne for Hg-rensning udgør udgifter til aktivt kul og bortskaffelse af det brugte aktive kul.

Med et forbrug af aktivt kul på 300 g/kremering (200 – 500 g/kremering) og en pris på ca. 20 kr./kg /17/ er udgiften maksimalt 10 kr./kremering.

Udgiften til bortskaffelse via Kommunekemi /16/ er ikke afklaret, da det vil være blandet med det øvrige støv, der udskilles i filteret. Omkostningen vil være i størrelsen mellem ca. 7 kr./kg og 30 kr./kg plus emballage og transport, hvilket forventes at være mellem ca. 3 og 10 kr./kremering.

Elforbruget til doseringen er forsvindende lille, og der regnes heller ikke med ekstra udgifter til driftspersonale, så de samlede driftsudgifter til kuldosering vil udgøre maksimalt 20 kr./kremering.

### 7.3 Sammenfatning og konklusion

Med den foreslåede nedlæggelse af 8 krematorier og den ene ovn i Aabenraa, reduceres den beregnede investering med ca. 33%, fra 148 mio. kr. til knap 100 mio. kr.

Den beregnede investering er baseret på overslagspriser, og der er selvfølgelig forskellige muligheder for at reducere omkostningerne til renseudstyr, f.eks. ved at vælge en direkte luftkølet røggaskøler, hvor der dog ikke er mulighed for at udnytte overskudsvarmen, hvis det senere viser sig muligt. Der er også mulighed for at vælge en rensning med skrubber, som menes, at kunne etableres væsentligt billigere end et aktivt kulfilter, bl.a. fordi pladsbehovet er mindre. Driften af en skrubber er dog mere kompliceret og krævende, således at driftsudgifterne til bl.a. uddannelse af personale er større. Teknologien er ikke særlig udbredt, og det vurderes, at ulemperne er store i forhold til den mulige besparelse.

Man skal også være opmærksom på de fordyrelser, der kan forekomme, f.eks. ved valg af en filterbed frem for kuldosering før filteret.

Det vurderes samlet, at mulighederne for væsentlige besparelser på omkostningerne til renseudstyr er relativt begrænsede.

Der vurderes at være muligheder for at opnå rabatter, specielt på rensningsudstyret, hvis der foretages samlet udbud for etablering af rensning på krematorierne, eventuelt i nogle grupper. Det vil alligevel være nødvendigt med en god koordinering mellem krematorierne, således at kremeringer kan fortages på andre anlæg i ombygningsperioden. I praksis kan en fælles udbudsrunde for en gruppe af krematorier nok være vanskeligt dels at opnå enighed om, og dels at administrere p.g.a. den decentrale styring af hvert enkelt krematorium.

# 8 Kommentarer og anbefalinger

## 8.1 Tidsfrist for overholdelse af standardvilkårene

Ifølge Miljøstyrelsens følgebrev til høringsudkastet om standardvilkår for J 202 krematorier, dateret den 1. januar 2006, har den arbejdsgruppe, der har udarbejdet standardvilkårene, ønsket, at de eksisterende krematorier pålægges at indføre Hg-rensning senest den 1.1.2009. Det var Miljøstyrelsens agt at pålægge kommunerne at revurdere alle godkendelser for krematorier, så alle anlæg ville opfylde standardvilkårene inden den dato.

På det tidspunkt var der tid nok (næsten 3 år) til at revidere godkendelserne og installere rensningsudstyr, men i dag er næsten halvdelen af tiden gået, og standardvilkårene er endnu ikke trådt i kraft. Der forudses tekniske vanskeligheder med at overholde denne tidsfrist.

Når standardvilkårene træder i kraft, vil der være en projekteringstid med efterfølgende udbud og valg af leverandør, hvorefter bygningsudvidelsen kan udføres, og først derefter kan rensningsudstyret installeres. Det er ikke muligt at installere rensning på alle danske krematorier samtidig, da leveringstiden fra de få og relativt små leverandører af krematorieudstyr vil være relativ lang ved mange ordrer.

Det anbefales derfor at revurdere tidsfristen for at opfylde standardvilkårene, som kunne være et trinvist krav, med to eller flere tidsfrister, indenfor hvilket et bestemt antal krematorier skal opfylde kravene. Det vil dels sprede investeringerne over lidt længere tid, og dels vil det gøre det nemmere for leverandørerne at følge med efterspørgslen, så ingen krematorier kan blive nødsaget til at vælge leverandør ud fra hvem, der kan nå at levere anlægget inden tidsfristen. Hensynet til en u hensigtsmæssig intern økonomisk konkurrence mellem krematorierne imellem skal også inddrages i overvejelserne.

Det anbefales, at Kirkeministeriet, Miljøstyrelsen og DKL i fællesskab revurderer tidsfristen og anbefaler en ny.

## 8.2 Driftsvilkår og præstationskontrol

Under udarbejdelsen af denne rapport er FORCE blevet opmærksom på nogle forhold, dels ved etablering og drift af røggasrensning, og dels ved kontrol af overholdelse af standardvilkårene, som anlægsejere og tilsynsmyndigheder bør være opmærksomme på.

### 8.2.1 Kuldosering før posefilter

Krematoriet bør regelmæssigt foretage en opmåling af forbrugt mængde aktivt kul og sammenholde det med antallet af kremeringer i samme periode. Dette tal skal stemme overens med leverandørens anbefalinger, og med et passende overskud, så rensningen kan opretholdes selvom der er mange kremeringer med højt amalgamindhold på samme dag. Doseringssystemet til aktivt kul bør derfor være opbygget på en sådan måde, at det er muligt at foretage en

nogenlunde nøjagtig opmåling af kulforbruget, så det kan kontrolleres, at det svarer til den planlagte dosering. Doseres der for lidt, skal systemet justeres

### 8.2.2 Kulfilterbed

Det er et problem at finde ud af præcist, hvornår kullene i en kulbed skal skiftes. Det kan kun ske ved målinger, hvor det registreres, at rensningen er dårligere, og grænseværdien måske overskrides. Ved årlige målinger kan filteret reelt være brugt op kort tid efter sidste måling, så grænseværdien overskrides i mange måneder, før det opdages ved den næste måling.

### 8.2.3 Præstationskontrol

De følgende anbefalinger for præstationskontrol anbefales indført i et særligt kapitel om måling på krematorier i næste revision af Miljøstyrelsens anbefalede metode til Hg-måling, MEL-08b.

Formålet med præstationskontrol er at dokumentere, at Hg-filteret stadig er effektivt. Da der ikke er mulighed for at sikre, at kremeringer under en præstationskontrol indeholder Hg, anbefales det, at der ved målingerne altid tilføres amalgam til kremeringerne, f.eks. 1- 2 g Hg i en amalgamampul.

Standardvilkår 18 om præstationskontrol angiver, at midlingstiden for hver måling skal være en hel kremering, fra indsætning til og med askeudskrabning. Dette er nemt nok på anlæg med en ovn med røggasrensning, men det kan ikke umiddelbart lade sig gøre på anlæg med to ovne, der har et fælles anlæg til røggasrensning. Her anbefales midlingstiden at omfatte 2 kremeringer, målt fra den første kiste indsættes i den første ovn, til mindst 30 minutter efter den næste kiste indsættes i den anden ovn og efter askeudskrabning i den første ovn. Næste kiste i første ovn må ikke indsættes før målingen er stoppet. På denne måde vil målingen omfatte to kremeringer, hvor der mangler den sidste del af den ene kremering, men i den periode er der ingen Hg emission og kun en mindre støvemission, specielt ved askeudskrabningen.

Som beskrevet i kapitel 5, anbefales MEL-08b udvidet med følgende særlige forbehold for måling af Hg emissionen fra krematorier:

- Der skal gennemføres isokinetisk prøvetagning, der følger de kraftigt varierende hastigheder i kanalen
- Hvis der anvendes splitflow til vaskeflaskerne, skal udsugningen gennem vaskeflaskerne være flowproportionalt.
- Der skal anvendes planfilter (kun ved måling efter rensning), og filteroplukningen skal følge standarden.

### 8.2.4 Særligt forhold ved måling på anlæg med kuldosering

Ved kuldosering til posefilter bør de 3 målinger foretages sidst på dagen, således at den sidste måling omfatter den sidste kremering, hvor de tilførte kul vil have den mindste rensningseffektivitet. Der skal kremeres mindst det gennemsnitlige antal kremeringer for det pågældende krematorium på måledagen. Da kullene doseres om morgenen, sikrer ovenstående regel, at målingen dokumenterer, om kuldoseringen er tilstrækkelig til at opretholde den nødvendige rensning hele dagen. Dette forhold anses for så væsentligt, at

det anbefales indført i de endelige standardvilkår, f.eks. som en fodnote til punkt 18 om præstationskontrol.





# Litteraturliste

- /1/ Luftvejledningen. Nr. 2, 2001. Miljøstyrelsens vejledning.
- /2/ B-værdivejledningen. Nr. 1, 2002. Miljøstyrelsens vejledning.
- /3/ Måling af dioxinmissionen fra udvalgte sekundære kilder. Miljøprojekt, 649, 2001.
- /4/ Rapport fra arbejdsgruppen vedrørende krematorievirksomhed i Danmark. Kirkeministeriet - December 2006.
- /5/ 27. BimSchV. Federal German Immission Control Regulation.
- /6/ VDI 3891 Emission control. Crematories.
- /7/ Vejledning om begrænsning af forurening fra forbrændingsanlæg. Nr. 2, 1993. Miljøstyrelsens vejledning.
- /8/ Høringsudkast til Bekendtgørelse om ændring af bekendtgørelse om godkendelse af listevirksomhed for Krematorieanlæg, bilag J 202. Miljøstyrelsen 10. januar 2006.
- /9/ Kriegbaum M, Jensen E. Input til branchebilag for krematorieanlæg. Kommentarer og begrundelser. Den 23. september 2005.
- /10/ Bekendtgørelse om anlæg der forbrænder affald. Nr. 162 af 11. marts 2003. Miljøministeriet.
- /11/ Miljøprojekt Nr. 808, 2003. Massestrømanalyse for kviksølv 2001.
- /12/ Miljøprojekt nr. 344, 1996. Massestrømsanalyse for kviksølv.
- /13/ Kviksølvreddegørelse. Redegørelse fra Miljøstyrelsen Nr. 5, 1987.
- /14/ Kviksølv anvendelse og muligheder for at reducere kviksølvforureningen. Rapport fra en arbejdsgruppe. Miljøstyrelsen, august 1978.
- /15/ Schleicher O, Jensen AA, Blinksbjerg P. Måling af dioxinmissionen fra udvalgte sekundære kilder. Miljøprojekt nr. 649/2001.
- /16/ Kommunekemi. Telefonisk kontakt til Kundeservicecenter vedrørende priser på bortskaffelse af brugt aktivt kul indeholdende Hg.
- /17/ Aage Christensen. Personlige oplysninger fra Martin Birch vedrørende priser på aktivt kul til Hg rensning.
- /18/ EN 13211:2001. Air quality - Stationary source emissions - Manual method of determination of the concentration of total mercury.
- /19/ Materiale og oplysninger fra Elmar Sommer, Ingenieurbüro Sommer. [www.buero-sommer.com](http://www.buero-sommer.com)
- /20/ Lektor Dorthe Arenholt Bindslev, Odontologisk Institut ved Aarhus Universitet. Personlige oplysninger.
- /21/ Petersen, P E, et all. Changing Dentate Status of Adults, Use of Dental Health Services, and Achievement of National Dental Health Goals in Denmark by the Year 2000. Journal of Public Health Dentistry. Vol. 64, No. 3, Summer 2004. Side 127-135.

- /22/ Lohse J. Wulf-Schnabel J. Expertise on the Environmental Risk Associated with the Co-Incineration of Wastes in the Cement Kiln "Four E" of CBR Usine de Lixhe, Belgium.  
<http://www.oekopol.de/de/Archiv/Anlagenbezogener%20US/CBRBelgien/CBRBelgien.htm>  
Hg memory effekt
- /23/ UNEP: Guide for Reducing Major Uses and Releases of Mercury of mercury releases to air from cremation (see section on cremation). ... part of the mercury will end up in fly ash and other residues (Reindl, 2003). ...  
[www.chem.unep.ch/mercury/Sector%20Guide%202006.pdf](http://www.chem.unep.ch/mercury/Sector%20Guide%202006.pdf)
- /24/ John Reindl. Summary of References on Mercury Emissions from Crematoria. January 23, 2007. Possible control of mercury from crematoria includes the removal of teeth. with amalgam restorations before cremation, the use of selenium capsules to bind ...  
[www.ejnet.org/crematoria/reindl.pdf](http://www.ejnet.org/crematoria/reindl.pdf)
- /25/ RBHG 4 COMBATS MERCURY POLLUTION. Activated carbon in her portfolio: NORIT RBHG 4, a carbon type with a low pressure ... extrusion process and the shape of the granules, NORIT RBHG 4 is an ...  
[www.norit-ac.com/files/know%20how/2003-2B%20RBHG%204%20combats%20mercury%20pollution.pdf](http://www.norit-ac.com/files/know%20how/2003-2B%20RBHG%204%20combats%20mercury%20pollution.pdf)
- /26/ Krematorieverksamhet. Utgåva 3. Naturvårdsverket.  
<http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln/pdf/620-8236-1.pdf>





Bilag A. Engelsk opgørelse over investering og pladsbehov for røggasrensning med aktivt kul				
<b>Filter System</b>	<b>Powder Injection (Pre filter dosing)</b> – Definitely deals with mercury, dioxins and acid gases. Additional maintenance requirements for staff in handling reagent on regular basis	<b>Filter Bed</b> – Definitely deals with mercury & dioxins and acid gases. No major additional maintenance requirements from staff. Reagent handled by contractor every 2000 cremations.	<b>Powder Injection (Pre filter dosing)</b> – Definitely deals with acid gases as well as mercury and dioxins. Additional maintenance requirements for staff in handling reagent on regular basis	<b>Filter Bed</b> – Definitely deals with mercury & dioxins. No major additional maintenance requirements from staff. Reagent handled by contractor on infrequent basis (4000 cremations)
<b>Elements of System</b>				
Analysis Hardware	#	#	#	#
Heat exchanger/Boiler	#	#	#	#
Hot water recirculation unit (optional)	#	#	#	#
Air blast cooler	#	#	#	#
Dust Filter (cyclone)		#	#	#
Reagent Station	#		#	
Bag Filter Unit	#	#	#	#
Fluidised Reagent Bed		#		#
Approx. Space Requirements (air blast units - external)	Order Time – approx. 3 mths Installation – 2 to 6 wks	Order Time – approx. 3 mths Installation – 2 to 6 wks	Order Time – approx. 3 mths Installation – 2 to 6 wks	Order Time – approx. 3 mths Installation – 2 to 6 wks
Single Unit (length x width x height)	8550x5000x3700	6500x5000x4500	8550x5000x3700	4500x4500x3500
Double Unit (length x width x height)	Double single size or where roof space is 5m+ 9300x5000x5000	Double single size or where roof space is 5m+ 9300x5000x5000	Double single size or where roof space is 5m+ 9300x5000x5000	Prefer to install one unit per cremator. Will discuss other requirements
Approx. Capital Cost of Units (budget cost)				
Single Unit	£250k	£250k	£250k	£250k
Double Unit	£380k	£380k	£380k	£380k
Maintenance Costs				
Assume 2000 cremations p.a.	£10-15 per cremation	£10-15 per cremation	£10-15 per cremation	£10-15 per cremation