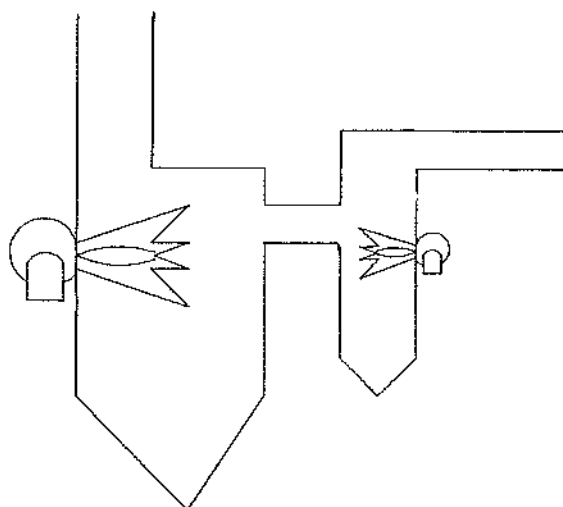
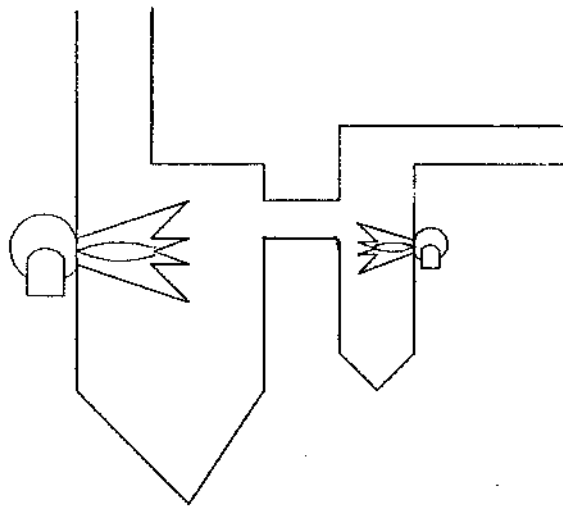


Förbränning av riskavfall med naturgas



SWEDEGAS AB

FÖRBRÄNNING AV RISKAVFALL MED NATURGAS



AF Energikonsult AB

Slutrapport 890308

Lars Wrangensten

1 SAMMANFATTNING

ÅF-Energikonsult AB har fått i uppdrag av Swedegas AB att göra en beskrivning av tekniken vid tillsatseldning samt kostnadskonsekvenser vid en konvertering till naturgas i förbränningsanläggningar för högriskavfall samt för kremation.

En bedömning av potentiell årlig naturgasförbrukning för dessa anläggningar ingår också.

De avfallsanläggningar som behandlats här är anläggningar för sjukhus- och djuravfall, kremationsugnar samt en speciell destruktionsanläggning (SAKAB). Förbränningsmässigt skiljer man på den biologiska delen (operationsrester samt djurkadaver) och den övriga delen (plast, papper, smittförande vätskor och lösningsmedel etc) av avfallet.

Ett flertal ugnskonstruktioner har möjlighet till separat beskickning av den biologiska delen av avfallet. På grund av lågt värmeinnehåll erfordras intermittent stödförbränning med olja/gas. Efter själva eldstaden eller ugnen finns en separat efterbrännkammare (EBK), även den utrustad med olje/gasbrännare för en utbränning av ofullständigt oxiderade rökgaser från eldstaden.

Vissa kremationsugnar är i dag ej försedda med EBK, men med kommande skärpta miljökrav förses med stor säkerhet samtliga ugnar för riskavfall samt kremation med efterbrännkammare.

Tilläggskostnader för nya gasbrännare ligger på cirka 0,5 öre/kWh tillförd gas för en medelstor till större ugn för riskavfall.

Drift- och underhållskostnaderna kommer att påverkas i positiv riktning vid en konvertering och minskningen kan uppskattas till cirka 5 % av oljekostnaden.

Följande slutsatser och tendenser har dragits med hjälp av gjord litteratursökning:

- Svavelemissionerna minskar vid gaseldning.
- Sotet från oljeeldning kan ha en katalytisk inverkan på dioxinbildningen i kalla stråk av ugnen.

I en anläggning för sjukhusavfall med naturgaseldning i Fresno, Californien, har relativt omfattande emissionsmätningar gjorts.

Analyser av dioxinutsläpp vid två RDF-eldade pannor i Albany, New York, visar att vid tillsatseldning med naturgas fås större emissioner än vid ren RDF-eldning. Förbränningsförhållanden i övrigt anses här ha en avgörande betydelse.

Vid en total destruktion av 10 000 ton sjukhus- och djuravfall blir den teoretiska naturgaspotentialen cirka 5 milj m^3 i hela Sverige. Beaktas vilka områden som är möjliga för framtida naturgasanslutning, sjunker potentialen till cirka 3,8 milj m^3 /år. Motsvarande potential för kremationsanläggningar ligger på en naturgasförbrukning på cirka 1 milj m^3 årligen. Total trolig potential i dessa anläggningar är alltså uppskattad till cirka 5 milj m^3 /år.

Som jämförelse är teoretiska potentialen för naturgasreburning i svenska kommunala avfallsanläggningar bedömd till cirka 29 milj m^3 /år (referens 727).

SAKABs destruktionsanläggning i Kumla använder avfalls- och spillolja som stödbränsle, 3 000-4 000 ton/år. En övergång till naturgas här skulle medföra ett avfallsproblem med oljan och bedöms ej som aktuell.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

- 1 SAMMANFATTNING
- 2 INLEDNING
- 3 UGNS- OCH FÖRBRÄNNINGSTEKNIK
 - 3.1 Medicinskt riskavfall
 - 3.2 Kremation
 - 3.3 Exempel på nyare ugnskonstruktioner
- 4 TILLÄGGSINVESTERINGAR VID NATURGASELDNING
- ALLMÄNT
- 5 DRIFT- OCH UNDERHÅLLSKOSTNADER
- JÄMFÖRELSE MELLAN NATURGASELDNING OCH OLJEELDNING
- 6 MILJÖFÖRDELAR VID NATURGASELDNING VID FÖRBRÄNNING AV
HÖGRISKAVFALL SAMT KREMATION
- 7 UPPSKATTNING AV NATURGASFÖRBRUKNING VID TILLSATSELDNING
MED NATURGAS I SVENSKA AVFALLSPANNOR FÖR HÖGRISKAVFALL,
DESTRUKTIONS- SAMT KREMATIONSUGNAR
 - 7.1 Specifik oljeförbrukning vid förbränning av sjukhusavfall
 - 7.2 Kremationsugnar - oljeförbrukning
 - 7.3 Marknaden framöver (1990-2000)
 - 7.4 SAKABs destruktionsanläggning
 - 7.5 Jämförelse med naturgasreburning vid sopförbränning
- 8 REFERENSER

2 INLEDNING

Avfallspannor för högriskavfall samt destruktions- och kremationsugnar använder i dag olja som start- och stödbränsle.

ÅF-Energikonsult AB har fått i uppdrag av Swedegas AB att göra en beskrivning av tekniken för tillsatseldningen samt eventuella kostnadskonsekvenser vid övergång till naturgas. Dessutom skall potentiell årlig naturgasförbrukning uppskattas om dessa anläggningar i stället övergår till gas för tillsatseldning. I första hand skall anläggningar inom naturgas- eller naturgasplanerade områden medtas.

Rapporten är beställd av Thomas Carlqvist, Swedegas AB, och ingår i Swedegas FUD-program för 1988.

Studien är genomförd av Lars Wrangensten, ÅF-Energikonsult AB, i samarbete med Thomas Carlqvist, Swedegas AB.

Nyckeltal:	1 m ³ olja	=	1 000 m ³ naturgas
	Litet krematorium:		3 000 m ³ gas/år
	Stort krematorium:		80 000 m ³ gas/år
	Stor förbrännings- anläggning för sjukhusavfall:		0,6-1,5 milj m ³ gas/år

3 UGNS- OCH FÖRBRÄNNINGSTEKNIK

3.1 Medicinskt riskavfall

3.1.1 Sammansättning

Enligt socialstyrelsens författningssamling (SOSFS) 1987:7 "Allmänna råd om hanteringen av riskavfall inom hälso- och sjukvården" definieras begreppet riskavfall som:

- smittförande avfall
- skärande och stickande avfall
- radioaktivt avfall
- kasserade läkemedel
- miljöfarligt avfall
- biologiskt avfall

3.1.2 Regler för omhändertagande

Socialstyrelsen anger vidare att som en allmän princip gäller att riskavfallet bör behandlas så att det kan klassificeras som konventionellt avfall så tidigt som möjligt i hanteringsledet.

Sålunda bör avfallet göras smittfritt genom värmebehandling i autoklav eller genom förbränning inom eller i nära anslutning till produktionsplatsen.

3.1.3 Förbränning av biologisk del

Förbränning av biologisk del (amputationer, inre organ från operation samt djurkadaver) och övrig del av riskavfallet skiljer sig genom den längre uppehållstiden som erfordras för det biologiska materialet. Denna del har en hög, relativt jämnt fördelad, vattenkoncentration, vilken verkar reducerande på det effektiva värmeinnehållet (1-2 kWh/kg).

Ett flertal ugnskonstruktioner har möjlighet till separat beskickning av den biologiska delen till en del av eldstaden,

vilken har god inmurning/refraktion samt tät botten för en garanterat god utbränning/kremation.

På grund av det låga effektiva värmeinnehållet fordras intermitterent stödförbränning av olja/gas för att upprätthålla en stabil avbränning/förgasning av materialet.

Förbränningen påverkas negativt vid beskickning av stora portioner då temporärt hög volymbelastning erhålles. Oförbrända rökgaser (kolväteföreningar) lämnar eldstaden (temperaturzon) och kyls utan att de hinner oxidera fullständigt.

Dessa temporära emissioner av oförbrända gaser kan vidareoxideras i en efterbrännkammare (EBK) genom bland annat separat stödelning av olja/gas.

3.1.4 Förbränning av övrig del

Övrigt riskavfall består till stor del av emballage (papper och plast), engångsmaterial (plast), smittförande/infekterade vätskor och lösningsmedel från bland annat laboratorier.

Denna del har ofta ett högt energiinnehåll (cirka 4 kWh/kg) som frigörs vid förbränning, vilket påskyndar förgasning av övrigt material genom temperaturhöjning.

Beroende av framför allt plastandelens storlek alstras förbränningsgaser, vilka fordrar längre uppehållstid i högtemperaturzon med god inblandning av luft.

För att kunna klara en så gott som fullständig utbränning av dessa gaser, samt att undvika överbelastning, fordras en indelning av ugnen i eldstad och separat EBK.

I eldstaden tillförs vid behov en begränsad mängd stödbränsle, så att gasalstringen hålls på en kontrollerad jämn nivå utan att temperaturen skenar. I EBK tillförs stödbränsle kontinuerligt för att erhålla hög temperatur och därmed god förutsättning för utbränning av rökgaserna.

3.2 Kremation

Förutsättningen för god förbränning vid kremation är direkt jämförbar med enligt ovan förbränning av biologiskt material. På grund av beskickningens art med i storlek bundna portioner av hela kistor med stoft påverkas förbränningsförloppet av cykliska belastningsförändringar. De cykliska svängningarna kan till viss del lindras genom reglerad lufttillsättning.

Kremationsförloppet, vilket pågår i cirka 1,5 timme, karaktäriseras av en kraftigt stigande volymbelastning straxt efter beskickning, då kistans faner och ytbeläggning antänder.

10-15 minuter efter beskickning har större delen av kistmaterialet oxiderats och volymbelastningen avtar successivt till periodens slut.

Under den första fasen resulterar ofta den temporärt höga volymbelastningen i synbar rök från ugnens skorsten (oförbrända kolpartiklar).

Denna oförbrända rökgas kan tämligen enkelt vidareoxideras, dvs slutförbrännas i en EBK. Tekniken finns ej applicerad i dag, men konstruktioner är framtagna till nya ugnar.

I takt med strängare emissionskrav kommer under 1990-talet med stor säkerhet såväl ugnar för riskavfall som kremationsugnar att förses med EBK. För kremation kommer detta att innebära en cirka fördubbling av nuvarande energiförbrukning på grund av stödförbränning i EBK.

3.3 Exempel på nyare ugnskonstruktioner

3.3.1 Ugnar för riskavfall

Nedan ges några exempel på olika leverantörers ugnstyper.

Von Roll's destruktionsystem är uppbyggt kring en gungande roterugn, vilken svänger cirka 90 grader fram och åter längs centrumaxeln.

Ugnen är ej försedd med separat kremationsdel, men bör trots detta kunna klara en god utbränning av biologiskt avfall på grund av sin konstruktion med sluten inmurad eldstad. Detta förutsatt att slaggtömningsperioden ej följer för tätt inpå sista beskickning.

Von Roll har ej någon referensanläggning med motsvarande konstruktion i Sverige.

Priset för utrustningen är tämligen högt.

Se bild 3.1.

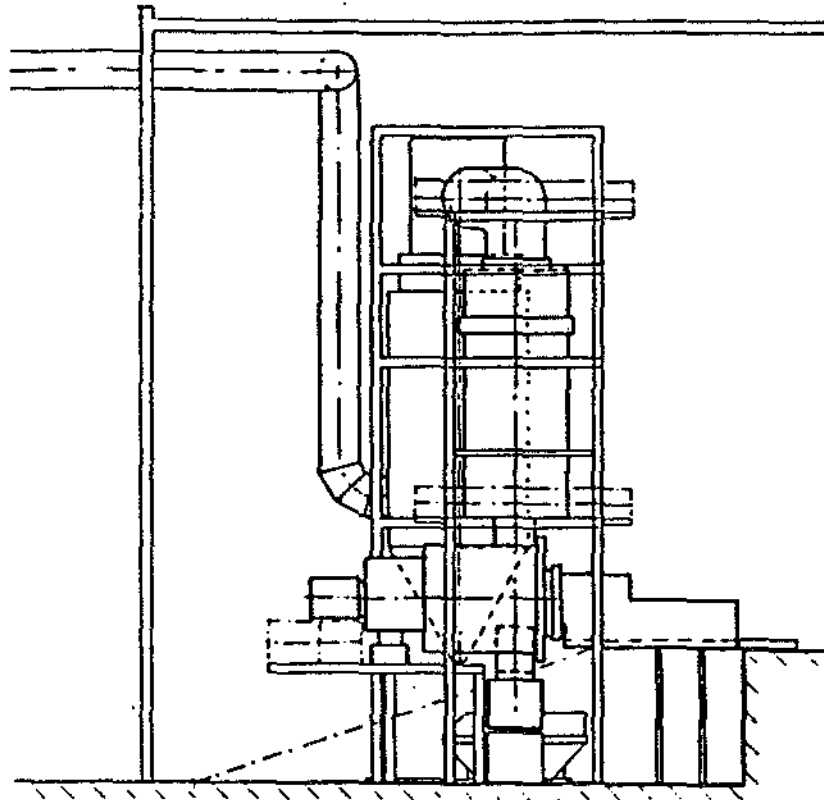


Bild 3.1 Ugnskonstruktion enligt von Roll.

Norsk Hydros ugnskonstruktion enligt bild 3.2 är uppdelad i eldstad samt EBK. Till ugnen finns en riklig kringutrustning såsom olika varianter av påfyllningsarrangemang samt slagg/askutmatning.

Norsk Hydro har sedan många år tillbaka levererat anläggningar såväl i Sverige som utomlands, speciellt nyckelmontage för anpassning i färdiga byggnader. Ett flertal har installerats i fartyg.

Norsk Hydro har ej någon idriftvarande referensanläggning i Sverige.

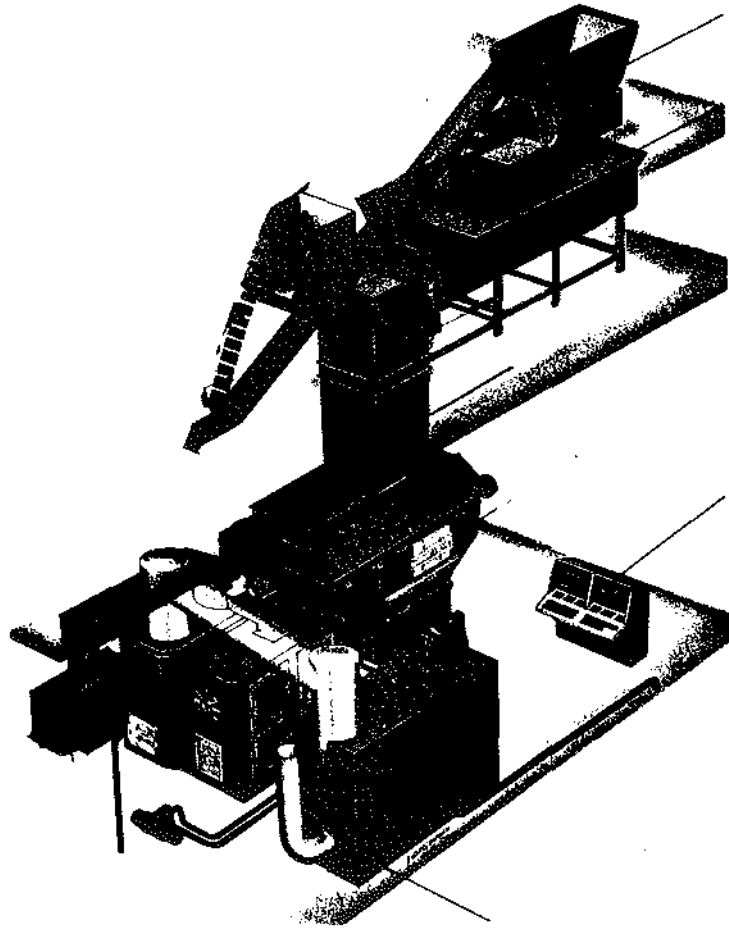
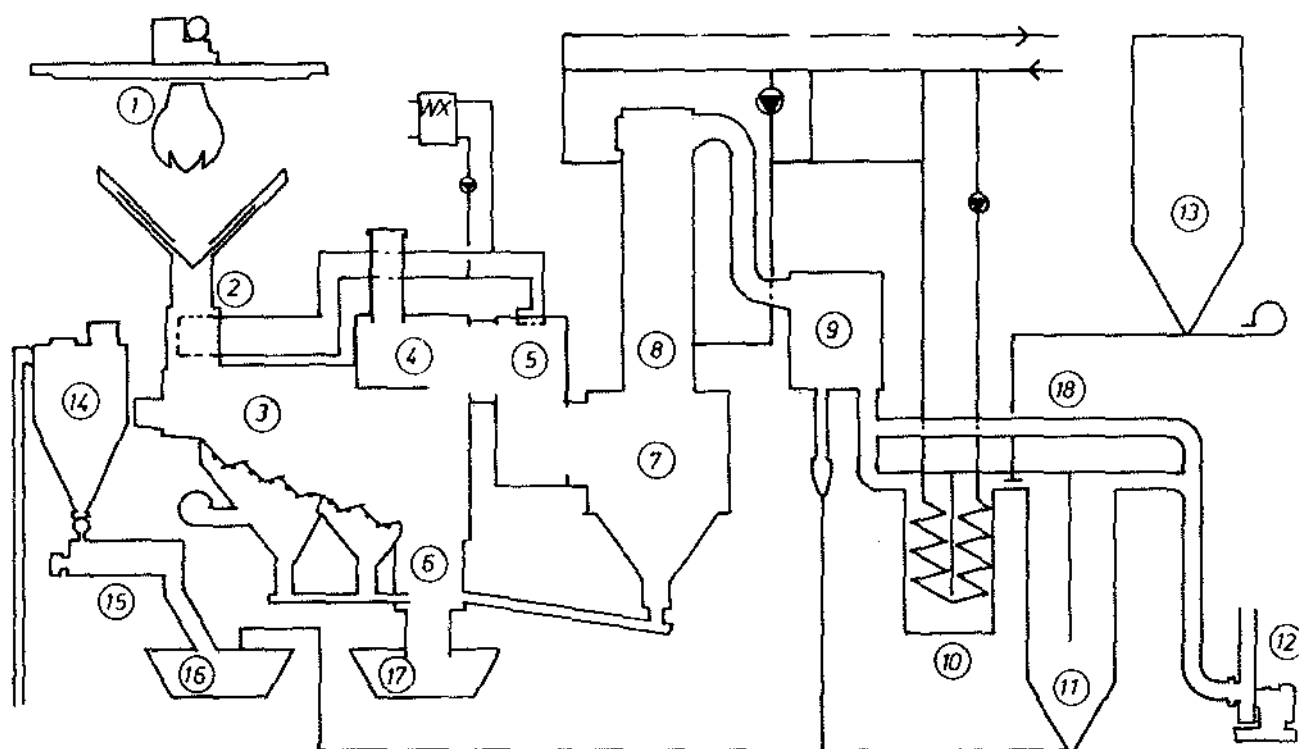


Bild 3.2 Ugnskonstruktion enligt Norsk Hydro.

Destructor (tidigare Bruun & Sörensen) har ett brett register av olika ugnskonstruktioner. Anläggningen enligt bild 3.3 har en kapacitet av cirka 1 ton/h, därav en stor mängd konventionellt sjukhusavfall. Anläggningen har nyligen konverterats med avancerad rökgasrening enligt bild.



1	TRÄVERS	7	EFTERBRÄNNK.	13	KALKSILO
2	KYLT SCHAFT	8	AVGASPANNA	14	STOFTSILO
3	UGN	9	MULTICYKLONER	15	STOFTFUKTARE
4	OPERATIONSÄVF.	10	EKONOMISER	16	ASKA
5	REAKTOR	11	SLANGFILTER	17	SLAGG
6	SLAGGUTMATNING	12	RÖKGASFLÄKT	18	BY-PASSKANAL

Bild 3.3 Destructor-anläggning.

Destructors ugnskonstruktion för riskavfall framgår av bild 3.4. Ugnen är uppdelad i flera differentierade zoner med separata brännare för möjlighet till lokal stödförbränning.

Destructor har flera idriftvarande referensanläggningar i Sverige.

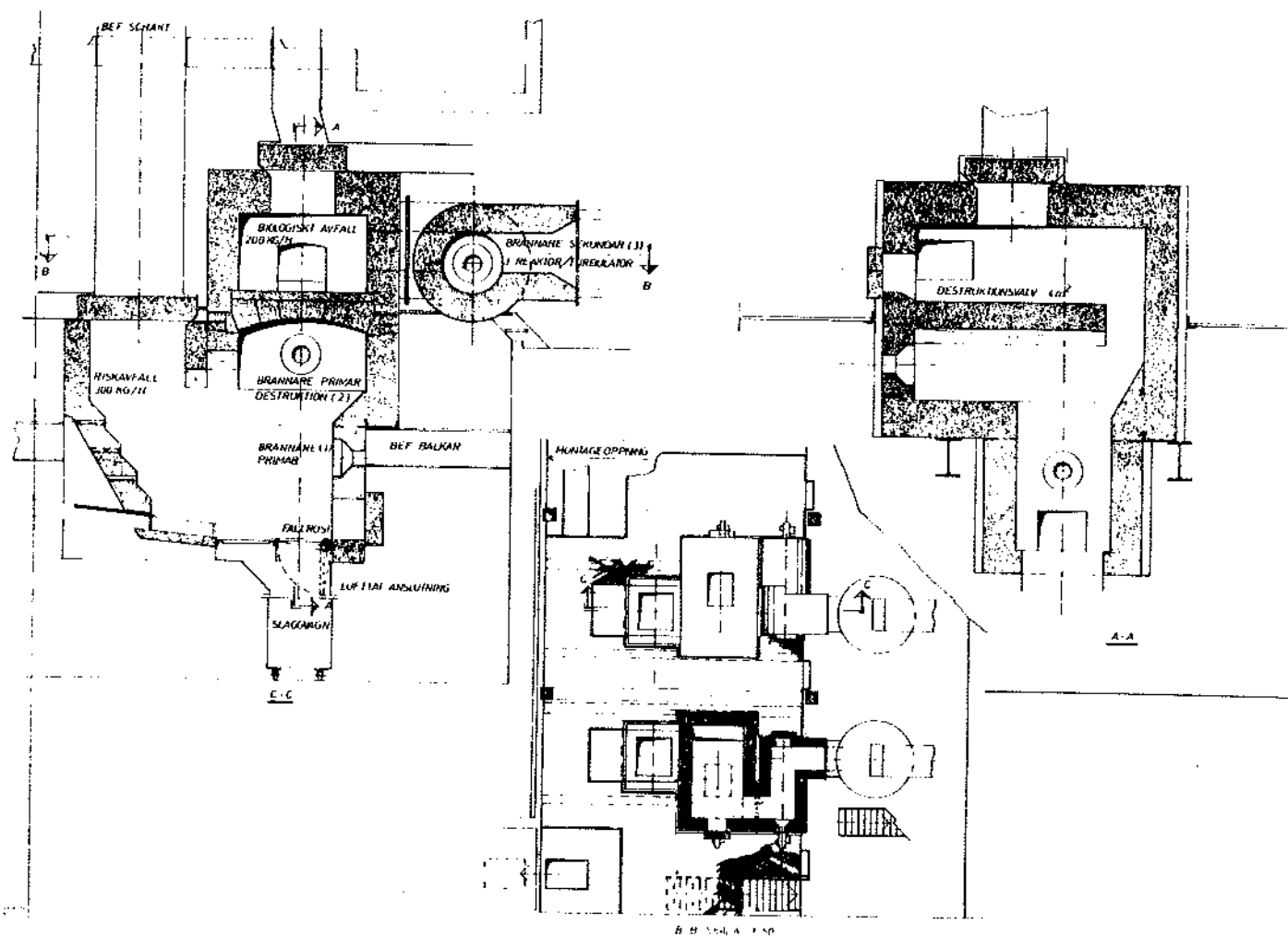
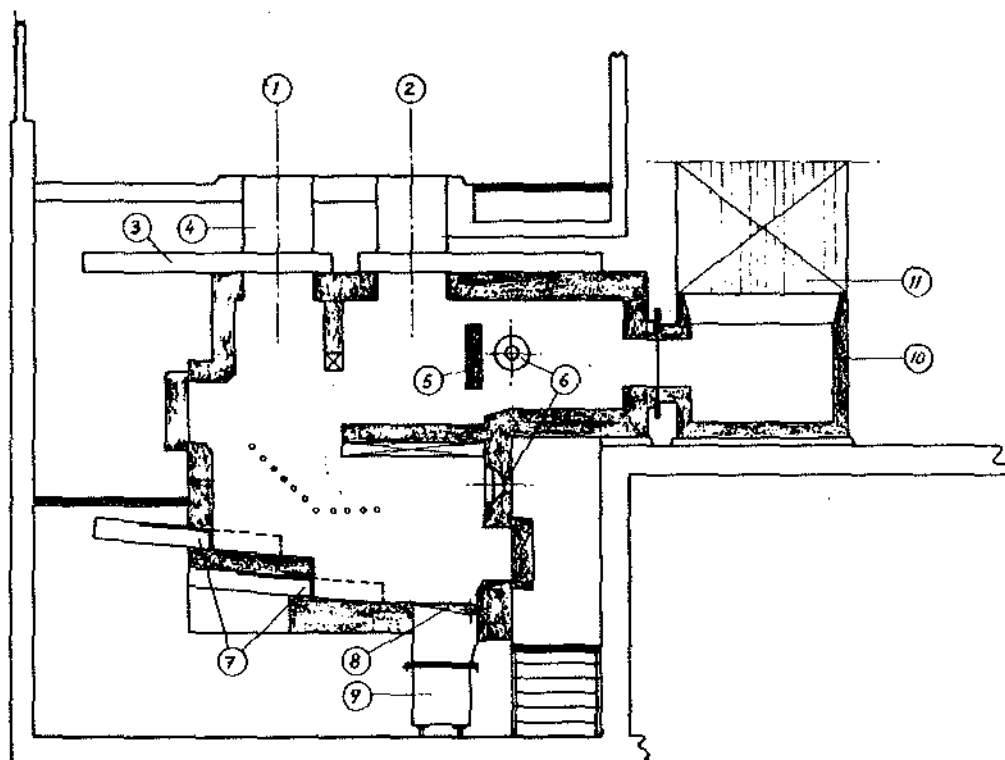


Bild 3.4 Destructor - Ugnskonstruktion för riskavfall.

P J Industriservice har en nykonstruerad ugn för riskavfall. Ugnen har stora volymer och motsvarande låga belastningar. Se bild 3.5.

Ugnen är försedd med pushermatning, vilken för denna avfallstyp är att föredra vid kapaciteter större än 100 kg/h.

Man har ännu ej någon referensanläggning av denna konstruktion i Sverige.



- 11 BEFINTLIG PANNA
- 10 INKURNING
- 9 BEFINTLIG SLAGGVAGN
- 8 FÄLLROST
- 7 PUSHER
- 6 OLJEBRÄNNARE
- 5 TURBULATOR
- 4 SLUSS
- 3 HYDRAULISK UGNSLUCKA
- 2 KREMATIONSSCHAKT
- 1 DESTRUKTIONSSCHAKT

Bild 3.5 Ugn enligt P I Industriservices konstruktion.

3.3.2 Kremation

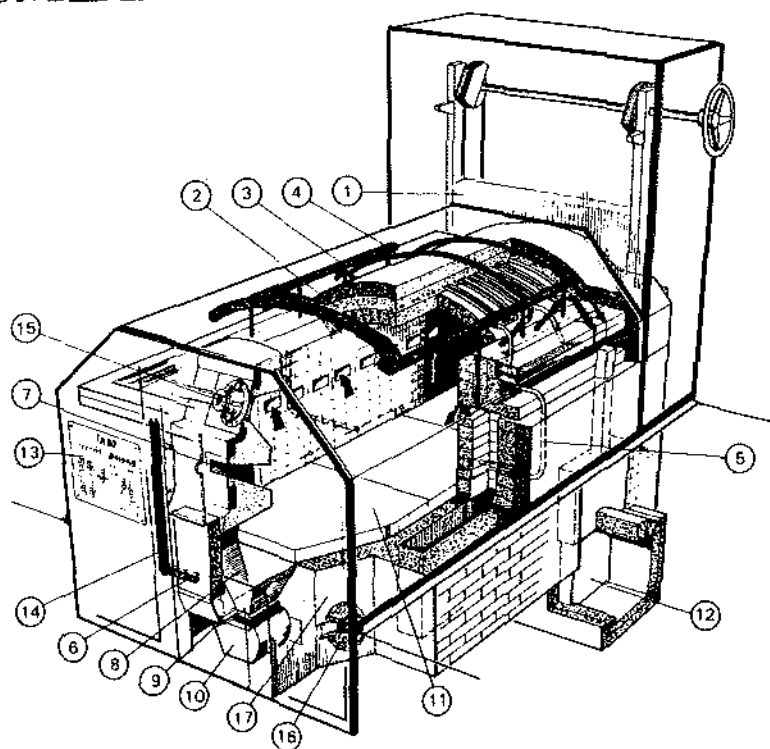
På den svenska marknaden finns två stora ugnslieferantörer. De är Tabo och Wixen.

Tabo har levererat flertalet, då Wixen först under senare tid etablerats.

Deras respektive ugnskonstruktioner är mycket snarlika och skiljer sig framför allt på instrument- och manöversidan.

Bild 3.6 visar en modern Tabougn med möjlighet till efterförbränning av rökgaserna under kremationsvalvet.

TABO UGNEN



- | | |
|---------------------------|----------------------|
| 1 Införingslucka | 10 Askbehållare |
| 2 Ugnsvälv - Rekuperator | 11 Ugnsbotten |
| 3 Sekundärluft | 12 Rökgasspjäll |
| 4 Primärluft - övre | 13 Styrpanel |
| 5 Primärluft - nedre | 14 Tertiärluft |
| 6 Uraskningslucka | 15 Huvudbrännare |
| 7 Inspektionslucka | 16 Efterbrännare |
| 8 Restförbränningskammare | 17 Efterbrännkammare |
| 9 Rörlig rost | |

Bild 3.6 Tabo-ugnen för kremation.

4 TILLÄGGSINVESTERINGAR VID NATURGASELDNING - ALLMÄNT

Som framgått tidigare är befintliga avfallsugnar för högrisk-avfall och kremation ofta försedda med efterbrännkammare utrustade med oljebrännare.

Vid övergång till naturgaseldning krävs ett utbyte av brännare och bränslesystem med armatur.

Ett realistiskt alternativ är en investering i nya gasbrännare.

Vanliga brännarstorlekar för dessa ugnar är 30 kg olja/h respektive 65 kg olja/h.

Följande budgetpriser gäller (januari 1988) för dessa brännarstorlekar med gasarmatur och reducerstation:

- Gasbrännare motsvarande 30 kg olja/h (350 kW) - 35 kkr
(inklusive reducer- och 65 kg olja/h (750 kW) - 40 kkr
säkerhetsutrustning)

Som framgår påverkar brännarstorleken endast priset marginellt.

Antas montage och anslutande gasledningar kosta 50 % av ovanstående investeringskostnader och om 6 % realränta och avskrivningstiden 5 respektive 10 år används, fås följande års-kostnader:

- | | | 5 år | 10 år |
|------------------------|------------------|-----------|----------|
| - Gasbrännarutrustning | 30 kg/h (350 kW) | 13 kkr/år | 7 kkr/år |
| - Gasbrännarutrustning | 65 kg/h (750 kW) | 14 kkr/år | 8 kkr/år |

Antas naturgasförbrukningen till 500 m³/ton avfall (enligt avsnitt 7 nedan) fås följande kapitalkostnad per kWh tillförd naturgas:

Ugnsstorlek kg/h	50	300	500	600
Avfallsmängd ton/år	120	720	1 200	1 450
Naturgasförbrukning m ³ /år, tillfört	60 000	360 000	600 000	725 000
Antal brännare	1 st/ 350	2 st/ 750	3 st/ 750	4 st/ 750
Kapitalkostnad (6 %, 5 år) kkr/år	13	28	42	56
Specifik kostnad öre/kWh, tillförd gas	2,0	0,7	0,6	0,7
Kapitalkostnad (6 %, 10 år) kkr/år	7	16	24	32
Specifik kostnad öre/kWh, tillförd gas	1,1	0,4	0,4	0,4

Tabell 4.1 Kapitalkostnader för nya brännare, öre/kWh (naturgas)

Drifttiden är antagen till 2 400 h/år i tabell 4.1 (8 h/dag och 300 dagar/år).

Skrivs investeringen av på 5 år för anläggningar med en oviss framtid, blir kostnaden per kWh tillförd naturgas mellan 0,7-2,0 öre beroende på ugnsstorlek. Används avskrivningstiden 10 år, blir motsvarande kostnad mellan cirka 0,4-1,1 öre/kWh gas.

5 DRIFT- OCH UNDERHÅLLSKOSTNADER -
JÄMFÖRELSE MELLAN NATURGAS- OCH OLJEELDNING

Då vi inte funnit någon aktuell anläggning för högriskavfall i Sverige som konverterat från olja till naturgas, har det inte gått att få fram något material beträffande jämförelse av verkliga underhållskostnader.

Internationella (USA, England etc) anläggningar har sedan länge eller alltid använt naturgas som stödbränsle och även här finns alltså inget underlag beträffande jämförelse med oljeeldning.

Underhållskostnaderna för brännarutrustningar kan emellertid betraktas som relativt marginell vid sidan av övriga underhållskostnader för förbränningsugnar.

En övergång till naturgaseldning torde dock ge ett minskat slitage på brännarutrustningen och en något mindre underhållskrävande bränslehantering (exempelvis inga oljepumpar). Likaså minskas sotbelastningen i ugn, efterbrännkammare och rökgaskanaler med filter.

Drift- och underhållskostnader för eldning med tjockolja och tillhörande lagring kommer således att försvinna vid övergång till naturgas.

Kapitalkostnad och drift av bränslesystem kommer likaså att försvinna även vid konvertering från Eo 1 till naturgas. Dessa besparingar kan uppskattas till cirka 5 % av oljekostnaden per år, både vid konvertering från Eo 1 respektive Eo 4 till naturgas.

6 MILJÖFÖRDELAR VID NATURGASELDNING

Förbränning av hushållsavfall sker i dag i stora kommunala förbränningsanläggningar oftast försedda med en avancerad rökgasreningsanläggning efter pannan. Under normal drift tillsätter man här inget stödbränsle utom eventuellt endast i samband med uppstart av anläggningen och då i form av olje- eller gasoltändning.

Vid förbränning av högriskavfall, såsom vid kremation och förbränning av sjukhusavfall, tillsätter man stödbränsle för att erhålla en acceptabel utbränning av rökgaserna från förbrännings- eller destruktionsugnen (se vidare kapitel 3 och 7). Av tradition, ekonomiskt och tekniskt betingad, har stöd- eller tillsatsbränslet i Sverige varit olja (Eo 1 eller Eo 4). Internationellt har dock tillgången och priset på naturgas, eller i vissa fall deponigas, gjort att gas varit lika naturligt som tillsatsbränsle.

En kontakt med motsvarande hälsoskyddskontoret i London visar exempelvis att av 1 061 st registrerade anläggningar för förbränning av sjukhusavfall så använder 623 st naturgas för tillsatseldning, dvs nära 60 %.

Specifikt för avfallsförbränning är att det förutom de "normala föroreningarna" (NO_x , CO, stoft och i vissa fall SO_2) även bildas organiska ämnen, kvicksilver och saltsyra.

Av de kända organiska föreningarna är det särskilt vissa isomerer av dioxiner och furaner (organiska klorföreningar) som är särskilt toxiska. Tolv stycken isomerer, fem dioxiner och sju dibensofuraner anses som högtoxiska.

Halten dioxin vid en riskbedömning anges som en ekvivalent halt 2, 3, 7, 8-TCDD ¹⁾ (tetraklorodibenso-p-dioxin), då den toxikologiska informationen om andra isomerer av dioxiner och dibensofuraner är mycket begränsad. En TCDD-ekvivalent representerar den toxiska effekt som samma mängd 2, 3, 7, 8-TCDD ger.

Olika typer av omräkningsmodeller finns och i Sverige utnyttjas den s k Eadon-modellen. Tabell 6.1 visar en jämförelse

Anm: ¹⁾ Siffrorna 2, 3, 7, 8 anger positionen för kloratomerna.

mellan olika omräkningsmodeller. Skillnaderna beror på att man vid omräkningen tar hänsyn till olika effekter och riskvärderingar (akut toxicitet, sammantagna effekter, cancerextrapolering och enzyminduktion).

Regeringen har i april 1987 i skrivelse (1986/87:157) till riksdagen angivit att samtliga befintliga avfallsförbränningsanläggningar skall uppfylla de så kallade ENA-kraven före utgången av 1991. Skrivelsen har behandlats i jordbruksutskottet, varefter riksdagen bifallit skrivelsen 1987-11-11.

Naturvårdsverket utarbetade en plan för omprövningsordning som diskuterats redan i mars 1987 med Svenska Renhållningsverksföreningens förbränningsgrupp i Umeå. Vid mötet överenskomms att anläggningsägarna på frivillig väg skulle klara det planerade målet till 1991 samt att myndigheterna skulle avakta utvecklingen.

Följande riktlinjer bör gälla för de viktigaste utsläppskraven:

- Klorväte: Utsläppen bör ej överstiga 100 mg/nm^3 torr gas, 10 % CO_2 , räknat som månadsmedelvärde.
- Kvicksilver: Utsläppen bör vid besiktning ej överstiga $0,08 \text{ mg/nm}^3$ torr gas, 10 % CO_2 . I takt med att produktkontrollåtgärder vidtas skall värdet kunna sänkas ytterligare ned till $0,03 \text{ mg/nm}^3$.
- Stoft: Utsläppen bör ej överstiga 20 mg/nm^3 torr gas, 10 % CO_2 , räknat som månadsmedelvärde.
- Dioxiner: Utsläppen från befintliga anläggningar bör vid besiktning ej överstiga ett riktvärde av $0,5\text{-}2,0 \text{ ng/nm}^3$ torr gas, 10 % CO_2 . För nytillkommande anläggningar bör gälla ett riktvärde på $0,1 \text{ ng/nm}^3$ torr gas, 10 % CO_2 . Dioxinvärdena avser TCDD-ekvivalenter beräknade enligt Eadons modell och uppmätta i enlighet med den nordiska dioxingruppens rekommendation vid normal drift. Angivna värden bör gälla som riktvärden under en provotid. Definitiva gränsvärden bör sättas först efter provotidens utgång i det enskilda fallet. En provotid på ett par år för utvärdering av erfarenheter av den nya miljöskyddstekniken erfordras.

Dagligt intag av TCDD-equivalenter från modersmjölk (rådata från Rappe, 1985). Det dagliga intaget är kalkylerat utgående från ett 5 kilos spädbarn med en genomsnittlig mjölkkonsumtion på 850 ml/dag.

Mjolkprov och fetthalt	Dagligt intag pg/kg kroppsvikt			
	Metod 1	Metod 2	Metod 3	Metod 4
Sverige 1 (2,2 %)	38,14	250,63	17,77	27,50
Sverige 2 (2,5 %)	92,80	684,64	41,89	68,01
Sverige 3 (4,3 %)	159,80	576,70	60,82	89,80
Sverige 4 (1,8 %)	25,72	287,04	13,16	21,26
Tyskland 1 (4,6 %)	158,12	580,40	61,78	84,61
Tyskland 2 (4,6 %)	218,73	1053,51	93,21	133,96
Tyskland 3 (2,7 %)	189,70	633,14	75,37	103,96
Tyskland 4 (2,5 %)	135,66	428,32	60,44	83,64
Tyskland 5 (2,5 %)	106,42	479,49	44,29	57,89

Metod 1: Eadon (1982)
 Metod 2: Ontario government (1982), OCDD, HpCDFs och OCDF ej medräknade.
 Metod 3: EPA (1984)
 Metod 4: Danska miljöstyrelsen (1984)

Tabell 6.1 Referens /5/

6.1 Förbränning av högriskavfall samt kremation.

Stödbränsleinsatsen sker i dag med eldningsolja i svenska anläggningar enligt ovan.

En direkt och relativt enkelt kvantifierbar miljöfördel, som erhålls vid övergång till naturgas, är minskade emissioner av svavel.

Jämförs förbränningsanläggningar för högriskavfall med oljeeldning respektive med naturgaseldning fås följande:

	Tillsats med olja	Tillsats med naturgas
S-halt i bränsle %	0,8 vikt-%	(försummas)
Stödbränslemängd kg/ton avfall	400	370
Förbränningsmängd ton avfall/år	50-3000	50-3000
Svavelemission ton/år	0,2-10	-

Tabell 6.2 Jämförelse minskade svavelemissioner - exempel.

Som framgår av tabell 6.2 finns det möjligheter att sänka svavelemissionerna med mellan 0,2-10 ton/år beroende på anläggningsstorlek. Totalt för hela Sverige med en stödoiljeförbrukning av cirka 6 000 m³/år vid förbränning av 10 000 ton avfall (se kapitel 7) är svavelemissionerna cirka 40 ton/år. (Alla anläggningar ligger inte inom naturgasplanerat område, varför denna mängd ej helt kan reduceras.)

Det som i huvudsak i övrigt skiljer naturgaseldning från oljeeldning är stoft- och sotbildningen vid oljeeldningen.

I referens /1/ anges att sot har en katalyserande verkan på dioxinbildning samt att det utgör kondensationskärnor för dioxiner. Likaså anges att byggstenarna (s k prekursorer), ur vilka dioxinerna bildas, troligen är klorbensener och klorfenoler. En minskad sotbelastning i ugnens efterbrännkammare skulle då på så vis eventuellt kunna minska bildningen av dioxiner och klorbensener, klorfenoler och andra byggstenar och beståndsdelar, ur vilka dioxinerna bildas, kunna oxideras till mer harmlösa komponenter.

I referens /6/ har försök gjorts för att påvisa vilken katalytisk inverkan flygaska från olika sopförbränningsanläggningar kan ha på bildningen av PCDD och PCDF. Flygaskprov efter elektrofilter från de olika anläggningarna har värmebehandlats vid 300 °C, dels vid syreunderskott och dels under luftgenomströmning och därigenom syrerik miljö.

Vid syreunderskott sker avklorerings- och hydreringsreaktioner, vilket gör att summan av polyklorerade dibenzo-p-dioxiner (PCDD) och dibenzofuraner (PCDF) minskar. Se tabell 6.3 nedan, där prov med flygaska från tre olika förbränningsanläggningar för sjukhusavfall redovisas. Flygaskproven är här uppvärmda i en tät flaska under atmosfärstryck (= condition B).

Table IV. Fly Ash Samples from Three Different Hospital Waste Incineration Facilities Were Treated for 2 h at 300 °C under Condition B*

	fly ash H, ng/g		fly ash I, ng/g		fly ash K, ng/g	
	untreated	300 °C, 2 h	untreated	300 °C, 2 h	untreated	300 °C, 2 h
2,3,7,8-TCDD	1.4	nd ^b	3.4	0.2	1.6	0.8
tetraCDDs	169	1.7	94	3.9	404	13.6
penaCDDs	392	1.0	208	7.6	487	12.3
hexaCDDs	284	0.4	371	7.8	411	8.4
heptaCDDs	189	0.4	287	13.7	307	7.2
octaCDD	153	nd	246	7	123	4.3
sum of PCDDs	1187	3.5	1155	40.0	1737	45.8
tetraCDFs	199	nd	344	9.1	376	16.5
penaCDFs	285	nd	647	13.2	553	14.4
hexaCDFs	253	0.3	724	19.4	464	11.0
heptaCDFs	125	nd	386	18.7	224	4.8
octaCDF	33	nd	134	0.4	25	nd
sum of PCDFs	895	0.3	2140	60.8	1642	46.7

*The PCDD/PCDF concentrations obtained are compared with those of the untreated samples. ^bnd = nondetectable.

1082 Environ. Sci. Technol., Vol. 21, No. 11, 1987

Tabell 6.3 Referens /6/

Skär däremot uppvärmningen under syretillförsel, ökar totala dioxin- och furanhalten. Figur 6.4 visar detta, där fall C och D representerar uppvärmning under luftgenomströmning. Förklaringen till ökningen av PCDD- och PCDF-halten under syretillförsel uppges vara att metallklorider och syre bildar fri klor som sedan kan bilda dioxiner och dibenzofuraner.

Jämförs förbränningsanläggningar för högriskavfall med oljeeldning respektive med naturgaseldning fås följande:

	Tillsats med olja	Tillsats med naturgas
S-halt i bränsle %	0,8 vikt-%	(försummas)
Stödbränslemängd kg/ton avfall	400	370
Förbränningsmängd ton avfall/år	50-3000	50-3000
Svavelemission ton/år	0,2-10	-

Tabell 6.2 Jämförelse minskade svavelemissioner - exempel.

Som framgår av tabell 6.2 finns det möjligheter att sänka svavelemissionerna med mellan 0,2-10 ton/år beroende på anläggningsstorlek. Totalt för hela Sverige med en stödoiljeförbrukning av cirka 6 000 m³/år vid förbränning av 10 000 ton avfall (se kapitel 7) är svavelemissionerna cirka 40 ton/år. (Alla anläggningar ligger inte inom naturgasplanerat område, varför denna mängd ej helt kan reduceras.)

Det som i huvudsak i övrigt skiljer naturgaseldning från oljeeldning är stoft- och sotbildningen vid oljeeldningen.

I referens /1/ anges att sot har en katalyserande verkan på dioxinbildning samt att det utgör kondensationskärnor för dioxiner. Likaså anges att byggstenarna (s k prekursorer), ur vilka dioxinerna bildas, troligen är klorbensener och klorfenoler. En minskad sotbelastning i ugnens efterbrännkammare skulle då på så vis eventuellt kunna minska bildningen av dioxiner och klorbensener, klorfenoler och andra byggstenar och beståndsdelar, ur vilka dioxinerna bildas, kunna oxideras till mer harmlösa komponenter.

I referens /6/ har försök gjorts för att påvisa vilken katalytisk inverkan flygaska från olika sopförbränningsanläggningar kan ha på bildningen av PCDD och PCDF. Flygaskprov efter elektrofilter från de olika anläggningarna har värmebehandlats vid 300 °C, dels vid syreunderskott och dels under luftgenomströmning och därigenom syrerik miljö.

Vid syreunderskott sker avklorerings- och hydreringsreaktioner, vilket gör att summan av polyklorerade dibenzo-p-dioxiner (PCDD) och dibenzofuraner (PCDF) minskar. Se tabell 6.3 nedan, där prov med flygaska från tre olika förbränningsanläggningar för sjukhusavfall redovisas. Flygaskproven är här uppvärmda i en tät flaska under atmosfärstryck (= condition B).

Table IV. Fly Ash Samples from Three Different Hospital Waste Incineration Facilities Were Treated for 2 h at 300 °C under Condition B*

	fly ash H, ng/g		fly ash I, ng/g		fly ash K, ng/g	
	untreated	300 °C, 2 h	untreated	300 °C, 2 h	untreated	300 °C, 2 h
2,3,7,8-TCDD	1.4	nd ^b	3.4	0.2	1.6	0.8
tetraCDDs	169	1.7	94	3.9	404	13.8
pentaCDDs	392	1.0	208	7.6	487	12.0
hexaCDDs	284	0.4	371	7.8	411	8.4
heptaCDDs	189	0.4	287	13.7	307	7.2
octaCDD	153	nd	245	7	123	4.3
sum of PCDDs	1187	3.5	1155	40.0	1737	45.8
tetraCDFs	199	nd	344	9.1	376	16.5
pentaCDFs	285	nd	647	13.2	553	14.4
hexaCDFs	253	0.3	724	19.4	464	11.0
heptaCDFs	125	nd	286	18.7	224	4.8
octaCDF	33	nd	134	0.4	25	nd
sum of PCDFs	895	0.3	2140	60.8	1642	46.7

*The PCDD/PCDF concentrations obtained are compared with those of the untreated samples. ^bnd = nondetectable.

1082 Environ. Sci. Technol., Vol. 21, No. 11, 1987

Tabell 6.3 Referens /6/

Sker däremot uppvärmningen under syretillförsel, ökar totala dioxin- och furanhalten. Figur 6.4 visar detta, där fall C och D representerar uppvärmning under luftgenomströmning. Förklaringen till ökningen av PCDD- och PCDF-halten under syretillförsel uppges vara att metallklorider och syre bildar fri klor som sedan kan bilda dioxiner och dibenzofuraner.

Table V. Fly Ash from a Municipal Waste Incinerator Was Treated at 300 °C for 2 h at Various Conditions

	untreated, ng/g	conditions						
		B, ^a ng/g	C, ^a ng/g	D, ^a ng/g	N ₂ , ^b ng/g	air/HCl, ^c ng/g	C/B, ^d ng/g	B/C, ^d ng/g
2,3,7,8-TCDD	92	0.01	18	29	0.6	0.7	5.7	2.9
tetraCDDs	7	0.2	62	40	9	4	126	41
pentaCDDs	24	0.3	131	77	6	26	170	96
hexaCDDs	27	0.1	146	82	1	100	122	74
heptaCDDs	23	0.1	144	63	0.6	168	47	103
octaCDD	10	0.1	84	30	0.4	334	21	55
sum of PCDDs	101	0.8	567	292	17	652	486	369
tetraCDFs	34	0.2	282	217	17	62	486	211
pentaCDFs	57	0.1	411	353	5	274	692	146
hexaCDFs	29	0.1	167	174	0.6	416	428	273
heptaCDFs	13	0.1	83	74	0.2	337	59	214
octaCDF	1	nd ^e	8	5	0.1	224	1	48
sum of PCDFs	134	0.5	1151	923	30	1313	1666	1192

^aThe conditions given refer to those under Materials and Methods. B is an oxygen deficient condition. C and D are oxygen surplus conditions. ^bThe sample was heated in a stream of purified nitrogen. ^cThe sample was heated in stream of air that had passed through concentrated HCl. ^dUnder two conditions (oxygen surplus (C) and oxygen deficient (B)) in different succession. ^end = nondetectable.

Tabell 6.4 Referens /6/

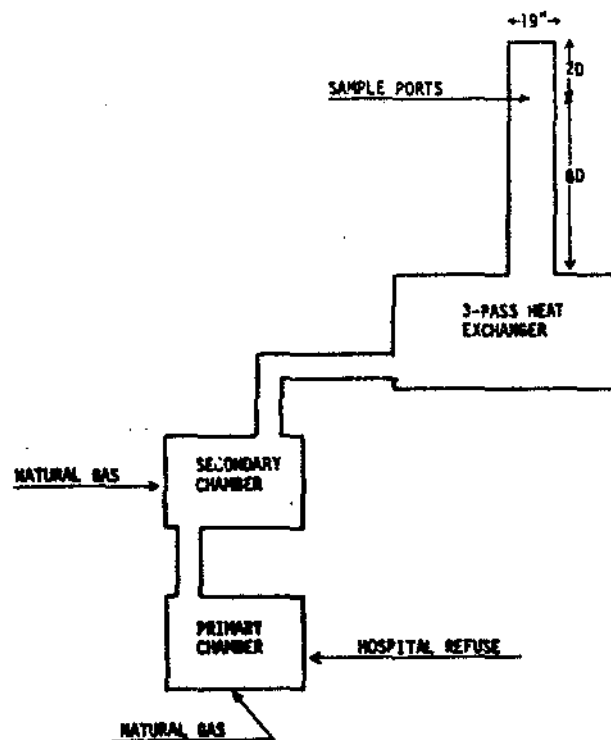
Sammanfattningsvis anges i referens /6/ att denna katalytiska inverkan som flygaska kan ha vid lufttillförsel kan leda till att PCDD och PCDF bildas i kalla zoner även om en total destruktion skett i pannans eldstad och efterbrännkammare. En "extra" tillförsel av organisk flygaska (sot) genom oljeeldning i stället för naturgaseldning i en efterbrännkammare kan även mot denna bakgrund vara till nackdel om sotet har samma katalytiska inverkan på dioxinbildningen.

Kontakt har tagits med tre stycken anläggningar för sjukhusavfall i England, där naturgas används som stödbränsle.

Man hade emellertid ej gjort några emissionsmätningar vid dessa anläggningar som kunde verifiera ovanstående resonemang. Naturgas användes här av rent ekonomiska och traditionsenliga skäl enligt ovan.

I referens /7/ redovisas resultatet av emissionsmätningar vid en avfallsförbränningsanläggning för sjukhusavfall vid Saint Agnes Medical Center, Fresno, Californien. Anläggningen är tillverkad av Environmental Control Products Inc. och har kapaciteten cirka 355 kg avfall/h. Pannan består av en ugn med efterbrännkammare enligt principskissen i figur 6.5. Efter brännkamrarna passerar rökgaserna en avgasångpanna.

FIGURE 1
Schematic of Hospital Refuse Incinerator
and Sampling Locations



Figur 6.5 Referens /7/

Avfallet anses vara typiskt sjukhusavfall med 10 % fukthalt, 30 % plast, 65 % papper och 5 % övrigt material. Värmevärdet är uppskattat till 23 MJ/kg.

Temperaturen i den första brännkammaren är mellan 800-900 °C (1500-1600 °F) och i efterbrännkammaren mellan 1000-1100 °C (1800-2000 °F).

Den första brännkammaren stödelas med naturgas tills rätt drifttemperatur uppnås. Därefter sker stödelningen periodvis när temperaturen underskrivs.

Den andra brännkammaren stödelas på samma sätt med naturgas för att upprätthålla rätt drifttemperatur.

O₂, NO_x, SO₂, CO, CO₂ och THC (total hydrocarbons) har uppmätts i rökgasen i skorsenen. Mätresultat finns redovisade i tabellen i figur 6.6 nedan.

CONCENTRATIONS OF OXYGEN, CARBON DIOXID, CARBON MONOXIDE, SULFUR DIOXIDE, OXIDES OF NITROGEN, TOTAL HYDROCARBONS, PARTICULATE MATTER, AND HYDROCHLORIC ACID IN THE STACK GAS AT SAINT AGNES										
Date	Test	Time	PM gr/DSCF	O ₂ ^{a/} %	CO ₂ ^{a/} %	CO ^{a/} ppmv	NO _x ^{bc/} ppmv	SO ₂ ^{c/} ppmv	HC ^{cd/} ppmv	HCL ^{c/} ppmv
8-12-86	DT-15	1000-1600	-	13.6	5.5	< 50	-	22	2	-
	RT-15	1000-1200	-	12.3	7.2	< 50	-	11	2	-
	HCL-15	1015-1215	-	12.3	7.2	< 50	-	11	2	764
	1-M5	1515-1630	0.08	14.1	4.6	< 50	-	27	3	-
8-13-86	DT-25	0900-1500	-	16.1	3.6	< 50	-	18	4	-
	RT-25	0900-1100	-	15.1	4.3	< 50	-	14	3	-
	HCL-25	0915-1115	-	15.1	4.3	< 50	-	14	3	926
	2-M5	1330-1430	0.08	17.1	2.6	< 50	-	24	5	-
8-14-86	3-M5	0930-1030	0.09	16.3	3.8	< 50	155	20	1	-

a/ The O₂, CO₂ and CO values were used to determine the molecular weight of the stack gas and mass emission rates.
 b/ NO_x analyzer inoperative on 8-12 and -8-13-86.
 c/ NO_x, SO₂, HC and HCL data corrected to 3 per cent O₂.
 d/ Total hydrocarbon data reported as propane.

Figur 6.6 Referens /7/

Som framgår har NO_x-instrumentet varit ur funktion större delen av tiden.

Dioxin- och furanprov har också gjorts. Resultatet framgår av tabellen i figur 6.7 nedan.

SUMMARY OF DIOXIN/FURAN ANALYTICAL RESULTS				
RUN *	C-86-059-DT-1S		C-86-059-DT-2S	
Sampling date	8-12-86		8-13-86	
	MASS EMISSIONS		MASS EMISSIONS	
	RATE	CONC	RATE	CONC
	(ng/sec)	(ng/nM ³)	(ng/sec)	(ng/nM ³)
DIOXINS				
tetra (TCDD)	52.9	38.5	4.3	3.33
penta (PeCDD)	32.4	23.5	23.7	18.2
hexa (HxCDD)	74.8	54.4	50.2	38.7
hepta (HpCDD)	189	137	111	85.5
octa (OCDD)	270	196	188	145
Total PCDD	618	450	377	290
FURANS				
tetra (TCDF)	89.2	64.9	102	78.7
penta (PeCDF)	187	136	169	130
hexa (HxCDF)	278	202	220	170
hepta (HpCDF)	319	232	207	160
octa (OCDF)	207	150	215	166
Total PCDF	1080	785	914	704
The mass emission rates and concentrations shown above do not include the contribution of the dioxin spike mix.				

SUMMARY OF 2,3,7,8-SUBSTITUTED DIOXIN/FURAN TEST RESULTS				
RUN * Sampling date	C-86-059-DT-1S 8-12-86		C-86-059-DT-2S 8-13-86	
	MASS EMISSIONS RATE (ng/sec)	CONC (ng/nM ³)	MASS EMISSIONS RATE (ng/sec)	CONC (ng/nM ³)
DIOXINS				
2,3,7,8-TCDD	ND	ND	0.53	0.41
Total TCDD	52.9	38.5	4.32	3.33
1,2,3,7,8-PeCDD	2.60	1.89	1.59	1.23
Total PeCDD	32.4	23.5	23.7	18.2
1,2,3,4,7,8-HxCDD	3.91	2.84	3.44	2.65
1,2,3,6,7,8-HxCDD	6.90	5.02	3.51	2.70
1,2,3,7,8,9-HxCDD	5.27	3.83	2.46	1.89
Total 2,3,7,8-isomer	16.1	11.7	9.41	7.24
Total HxCDD	74.8	54.4	50.2	38.7
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	79.3	57.7	48.3	37.2
Total HpCDD	189	137	111	85.5
Total OCDD	270	196	188	145
Total PCDD	618	450	377	290
FURANS				
2,3,7,8-TCDF	2.29	1.66	2.77	2.14
Total TCDF	89.2	64.9	102	78.7
1,2,3,7,8-PeCDF	13.4	9.71	12.8	9.86
2,3,4,7,8-PeCDF	13.5	9.85	11.8	9.07
Total 2,3,7,8-isomer	26.9	19.6	24.6	18.9
Total PeCDF	187	136	169	130
1,2,3,4,7,8-HxCDF	21.9	16.0	19.6	15.1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	21.9	15.9	18.1	13.9
1,2,3,7,8,9-HxCDF	ND	ND	ND	ND
2,3,4,6,7,8-HxCDF	43.9	32.0	34.8	26.8
Total 2,3,7,8-isomer	87.8	63.8	72.6	55.9
Total HxCDF	278	202	220	170
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	160	116	96.6	74.4
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	22.7	16.5	17.0	13.1
Total 2,3,7,8-isomer	183	133	114	87.5
Total HpCDF	319	232	207	160
Total OCDF	207	150	215	166
Total PCDF	1080	785	914	704
The mass emission rates and concentrations shown above do not include the contribution of the dioxin spike mix.				

Figur 6.7 Referens /7/

Någon viktning enligt Eadon-modellen är inte gjord utan värdena avser absolutvärden för respektive isomer.

En jämförande mätning med olja som tillsatsbränsle skulle behövas för att kunna bedöma vilka fördelar naturgasen ger emissionsmässigt.

Någon viktning enligt Eadon-modellen är inte gjord utan värdena avser absolutvärden för respektive isomer.

En jämförande mätning med olja som tillsatsbränsle skulle behövas för att kunna bedöma vilka fördelar naturgasen ger emissionsmässigt.

7 UPPSKATTNING AV NATURGASFÖRBRUKNING VID TILLSATSELDNING MED NATURGAS I SVENSKA AVFALLSPANNOR FÖR HÖGRISKAVFALL, DESTRUKTIONS- SAMT KREMATIONSUGNAR

Oljeförbrukningen i några svenska förbränningsanläggningar för högriskavfall och kremation har använts för att kunna bedöma hur stort potentiellt naturgasbehov som finns totalt i Sverige vid en eventuell övergång till naturgas.

7.1 Specifik oljeförbrukning vid förbränning av sjukhusavfall

I diagram 7.1 nedan har den kända specifika oljeförbrukningen för några förbränningsanläggningar för sjukhusavfall och djuravfall lagts in.

Om en specifik medelförbrukning av cirka $0,35 \text{ m}^3$ oja/ton avfall antas enligt diagrammet och en årlig destruerad mängd av cirka 10 000 ton, blir den årliga oljeförbrukningen cirka $3\,500 \text{ m}^3$ i Sverige totalt. Totala mängden destruerat högriskavfall uppgick 1987 till drygt 12 000 ton/år. Här har dock räknats med 10 000 ton/år för att ta hänsyn till eventuell ökad deponerad mängd i framtiden.

Förbrukningen enligt ovan bör justeras med hänsyn till kapacitetsutnyttjandet, dvs anläggningarna går sällan med full kapacitet vad avser avfallsdelen, under det att oljeförbrukningen är tämligen konstant. Ett rimligt antagande av cirka 70 % utnyttjande på årsbasis ger en justering från $3\,500$ till $5\,000 \text{ m}^3/\text{år}$, vilket motsvarar en naturgasmängd av cirka 5 milj $\text{m}^3/\text{år}$ eller specifikt $500 \text{ m}^3/\text{ton}$ avfall.

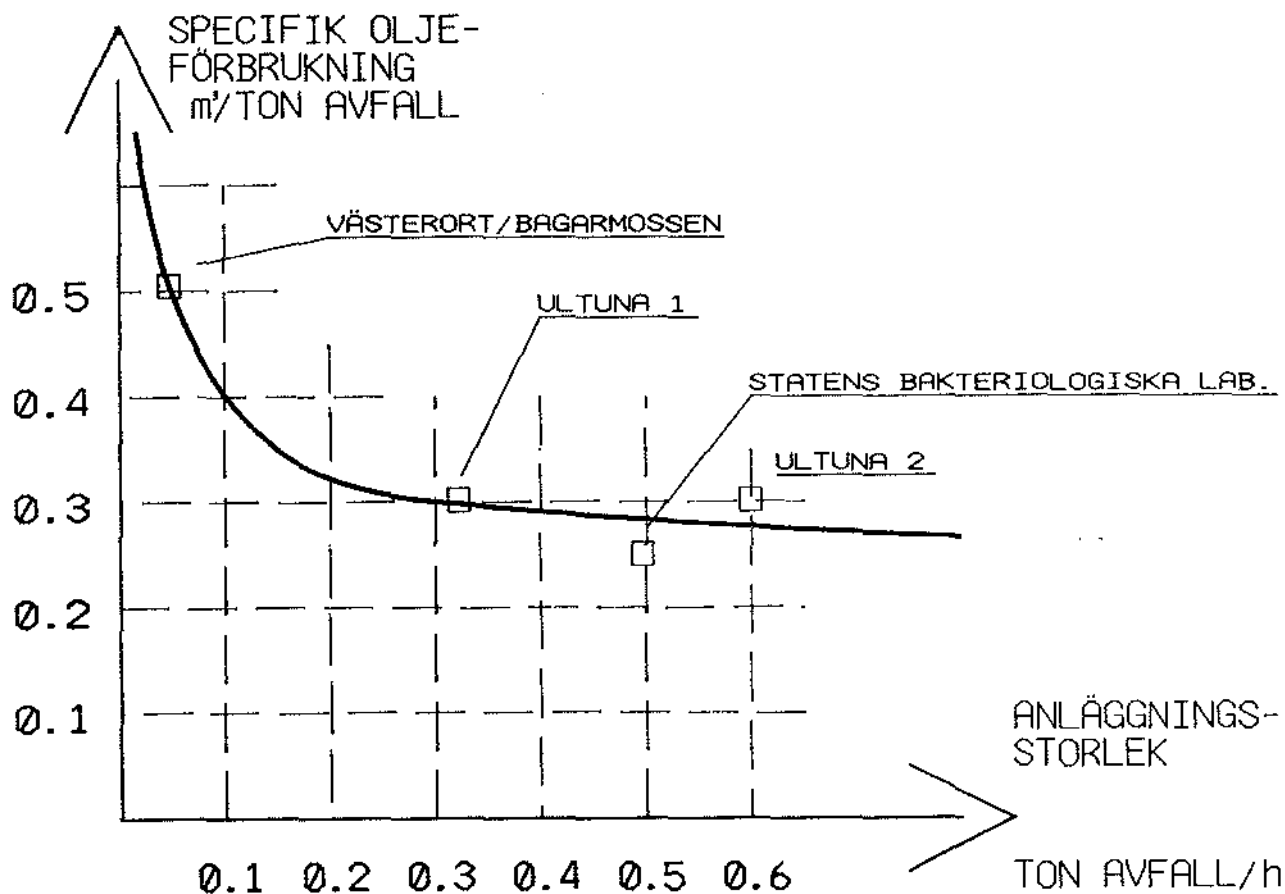


Diagram 7.1 Specifik oljeförbrukning.

I referens /9/ beskrivs en anläggning för sjukhusavfall på V A Hospital i Chicago, USA. Avfallsmängden per dag uppges här till cirka 300 kg under en eldningsperiod på mellan 10-12 h. Pannan har två naturgasbrännare, en i eldstaden på cirka 16 kg gas/h och en i efterbrännkammaren på cirka 7,6 kg gas/h. Brännarnas drifttid uppges till cirka 4 h under en dags eldning 10-12 h. Detta ger en ungefärlig specifik gasmängd på cirka $400 \text{ m}^3/\text{ton avfall}$, vilket stämmer relativt väl överens med antagna värden enligt ovan.

7.2 Kremationsugnar - oljeförbrukning

Sverige har i dag cirka 80 krematorier (76 st 1987). Cirka hälften av samtliga avlidna kremeras - för närvarande 55 000-60 000 kremationer årligen med en ökningstakt av cirka 1 500/år.

Så gott som samtliga ugnar är utrustade med en oljebrännare. Förbrukningen sker dels vid den dagliga uppvärmningsfasen på cirka 1 timme och dels som stödförbränning under kremation för temperaturhållning.

En kremering tar i genomsnitt cirka 1,5 timme och oljeförbrukningen är 5-10 lit/timme.

Detta ger en oljeförbrukning på totalt mellan 400-900 m³ årligen i hela Sverige.

7.3 Marknaden framöver (1990-2000)

Antalet anläggningar för högriskavfall kommer med stor sannolikhet att minska markant. Vid år 2000 finns troligtvis endast ett 10-tal anläggningar i drift. Den årliga avfallsmängden ligger dock sannolikt kvar vid cirka 10 000 ton.

Under 1990-talet kan man förvänta strängare emissionskrav avseende riskavfallsförbränning. Den ökade kostnaden härför (effektivare rökgasrening och förbränning) leder sannolikt till att ett flertal mindre anläggningar ej bär sig till en rimlig kostnad utan ersätts av större regionala anläggningar. Tecken till detta kan redan skönjas. Dessa nya regionala anläggningar kommer att finnas nära storstäderna i södra Sverige med någon eller några utefter Norrlandskusten. Anläggningarna kommer att drivas effektivare med 2- eller 3-skiftdrift. Effektivare förbränning innebär en bättre utbränning av förbränningsgasernas kolväteinhåll, vilket medför att dessa anläggningar kommer att utrustas med effektivare efterbrännkammare (EBK) jämfört med nuvarande.

Minskad oljeförbrukning på grund av effektivare drift kommer sannolikt att fullt ut kompenseras av merförbrukning genom stödeldning i EBK för temperaturhållning.

I tabell 7.2 nedan görs en bedömning av den framtida naturgaspotentialen i högriskavfallsugnar inom naturgas- eller naturgasplanerat område baserat på en total årlig avfallsmängd av cirka 10 000 ton i hela Sverige och med en specifik naturgasförbrukning på cirka 500 m³/ton enligt kapitel 7.1 ovan. Här har det också antagits att verksamheten koncentrerats till ett antal större anläggningar i framtiden. (Exakta lokaliseringen av dessa större anläggningar är svårt att fastställa, men en lokalisering områdesvis har ändå gjorts. Beroende på ugnskapaciteter kontra rutiner för frakt och omhändertagande kan avfallsmängderna i tabell 7.2 komma att omfördelas mellan olika städer och områden i verkligheten.)

Totala naturgaspotentialen i dessa anläggningar för högriskavfall, inom naturgas- eller möjligt naturgasområde, är bedömd till cirka 3,8 milj m³/år.

Anläggning, lokalisering	Avfalls- mängd ton/år	Olje- förbruk- ning m ³ /år	Naturgas- potential inom "na- turgas- område" milj m ³ /år
Stockholm	1 500	1 425	1,4
Uppsala	500	250	0,25
Linköpingsområdet	1 300	650	0,65
Kalmar, Visby, Karlskrona	200	100	-
Malmö	1 050	175	0,2
Göteborg	1 150	250	0,25
Skövde	750	375	0,4
Karlstadsområdet	75	38	0,04
Örebroområdet	285	143	0,15
Gävleområdet	1 070	535	0,5
Örnsköldsvik/Sollefteå	1 400	700	-
Gällivare/Boden	750	375	-
Summa TOTALT	10 000	5 000	3,8

Tabell 7.2 Framtida naturgaspotential i förbränningsanläggningar för högriskavfall inom möjligt naturgasområde.

Samtliga kremationsugnar kommer sannolikt att på sikt bland annat förses med EBK-brännare för att klara kommande emissionskrav. Oljeförbrukningen kommer i och med detta att cirka fördubblas.

I början av 1990-talet kommer vi att ha cirka 60 000 kremationer årligen. Med en antagen genomsnittlig oljeförbrukning av cirka 20 lit/kremation erhålles en årlig förbrukning av cirka 1 200 m³ olja (jämför kapitel 7.2 ovan).

I tabell 7.3 nedan redovisas en förteckning över samtliga kremationsanläggningar i Sverige.

Sverige

Krematorium	Taget i bruk	Antal Kremeringar			
		1986	1987	Ökning Minskning	Kremeringar sedan starten
Åhngeds	2 10-66	222	213	- 9	2 984
Arvika	19 11-72	165	197	+ 32	2 166
Avesta X	25 7-61	363	344	- 19	6 140
Bollnäs X	10 3-60	571	617	+ 46	12 951
Borlänge X	31 10-55	505	527	+ 22	13 206
Borås	6 6-44	964	980	+ 16	20 749
Enköping	6 2-70	273	252	- 21	4 199
Eskilstuna	31 12-34	900	955	+ 55	27 148
Estov	15 7-75	254	295	+ 41	2 693
Fagersta X	1 12-36	126	300	+ 174	4 305
Falun X	8 3-38	650	732	+ 82	19 861
Filipstad	18 11-63	301	350	+ 49	5 471
Gällivare X	14 10-87	-	0	+ 0	0
Gävle	22 3-60	1 027	1 000	- 27	18 570
Göteborg:					
Kviberg ¹⁾	1 2-1890	2 297	2 255	- 42	98 766
Västra	5 5-66	2 289	2 382	+ 93	18 770
Halmstad	1 11-41	734	827	+ 93	38 896
Helsingborg	2 7-28	1 327	1 262	- 65	8 325
Huddinge ²⁾	29 11-61	529	561	+ 32	2 677
Huskvarna	5 7-58	143	124	- 19	4 127
Höganäs	8 2-57	207	209	+ 2	6 043
Jönköping	22 9-58	424	421	- 3	14 969
Kalmars	16 12-35	632	581	- 51	6 396
Karlshamn X	5 11-37	249	315	+ 66	10 671
Karlstoga	16 7-46	502	475	- 27	2 084
Karlskrona X	15 1-81	296	329	+ 33	25 407
Karlstad	14 3-38	1 102	1 102	+ 0	3 601
Katrineholm	26 2-40	398	393	- 5	4 773
Kiruna X	1 7-33	146	131	- 15	10 684
Kramfors X	2 9-35	437	407	- 30	14 345
Kristiansläd	14 12-42	810	828	+ 18	6 386
Kristinehamn	23 5-56	304	234	- 70	9 103
Landskrona	25 4-61	432	437	+ 5	10 338
Lidköping	1 12-39	376	424	+ 48	21 771
Linköping	5 10-36	549	614	+ 65	11 119
Ludvika X	14 5-58	532	531	- 1	9 734
Luleå X	23 11-30	413	408	- 5	19 135
Lund	22 2-60	930	928	- 2	57 276
Malmö:					
Östra	21 6-32	1 363	1 409	+ 46	19 201
Limhamn	7 7-64	1 134	1 332	+ 198	1 144
Marestad	9 3-82	215	219	+ 4	5 612
Mora X	22 10-54	393	356	- 37	9 091
Motala	20 6-56	548	537	- 11	6 385
Nacka	26 9-70	615	664	+ 49	35 845
Norrköping	14 11-38	1 234	1 240	+ 6	5 770
Nyköping	30 1-67	404	454	+ 50	2 731
Nynashamn	22 7-65	115	145	+ 30	3 975
Nässjö	18 4-62	229	252	+ 23	6 961
Oskarshamn X	18 2-63	464	519	+ 55	4 691
Ronneby X	13 12-67	198	171	- 27	16 796
Sandviken	14 1-35	694	628	- 66	2 258
Skellefteå X	27 9-61	136	140	+ 4	10 069
Skövde	15 8-62	689	733	+ 44	15 952
Sollefteå	18 9-69	1 366	1 370	+ 4	93 032
Stockholm:					
Norra krem ³⁾	15 10 1887	1 210	1 396	+186	212 592
Skogs krem ³⁾	17 1-31	4 791	4 966	+175	67 601
Räcksta krem	8 6-64	3 659	3 603	- 56	10 863
Sundsvall:					
Gustaf Adolf X	27 8-32	258	235	- 23	2 494
Skön X	- 82	514	668	+154	6 288
Södertälje	24 9-63	678	628	- 50	794
Tranås	3 11-82	147	164	+ 17	11 102
Trelleborg	15 11-37	430	550	+120	10 743
Troldhättan	10 4-56	568	556	- 12	3 959
Umeå X	13 8-52	208	219	+ 11	19 264
Uppsala	21 6-65	1 086	1 172	+ 86	5 116
Varberg	26 2-69	409	388	- 21	3 698
Veitanda	19 3-36	133	120	- 13	3 067
Visby X	1 11-67	228	245	+ 17	16 731
Vänersborg	8 4-31	790	790	+ 0	2 918
Värnamo	17 6-58	233	241	+ 8	15 733
Västerås	30 11-53	1 540	1 618	+ 78	6 125
Växjö	18 1-43	340	371	+ 31	13 643
Ystad	11 2-56	828	801	- 27	10 153
Ångelholm	23 11-56	590	600	+ 10	29 611
Örebro	23 10-22	1 463	1 496	+ 33	11 280
Östersund X	17 6-52	568	546	- 22	
SVERIGE	Antal krem 76	53 307	54 682	+1 375	1 289 703

1) Krematoriet på Kvibergskyrkogården togs i bruk 18 11 1951. Det efterträdde krematoriet på Östra begravningsplatsen (1890-1951), vars 6.742 kremeringar är inräknade i tabellens summa.

2) Norra Krematoriet togs i bruk 1909. Det efterträdde Hagalundskrematoriet (1887-1908), vars 1 006 kremeringar är inräknade i totalsumman. Krematoriet stängde p.g.a. ombyggnad jan-okt. 1974.

3) Skogskrematoriet, som togs i bruk 8 7 1940, efterträdde Sandborgskrematoriet (1931-1940), vars 9 476 kremeringar är inräknade i totalsumman.

*1) Krematoriet i Bollnäs har varit stängt för reparation 20 5-20 7 1986 varför 14 försämringsbevis från Bollnäs krematoris vid Sandvikens krematorium.

**1) Under perioden 7 10-7 11 1986 utfördes en ombyggnad i Huddinge krematorium. Under den tiden kremerades 55 stoft i Södertälje krematorium.

**2) Krematoriet i Gällivare invigdes den 14 10 1987. Några kremeringar under 1987 har icke ägt rum.

Kommentar

Ändringarna betr. 1985 års siffror beror på att Uppsala krematorium hade i 1985 1 085 kremeringar och inte 1 085 som tidigare meddelats. D.v.s. en ökning med 100 kremeringar ytterligare under 1985.

Figur 7.3 Förteckning över kremationsanläggningar.

Anläggningar markerade med "x" har bedömts ligga utanför framtida naturgasområde. Återstående anläggningar skulle då svara för cirka 50 000 kremationer årligen och en stödoiljeförbrukning på cirka 1 000 m³. Detta motsvarar en möjlig naturgasförbrukning på cirka 1 milj m³ uppdelat på cirka 50 st anläggningar. Många av anläggningarna är gamla men måste repareras alternativt ersättas med nya för att klara den ökande mängden kremeringar.

7.4 SAKABs destruktionsanläggning

SAKAB i Kumla har för närvarande en destruktionsugn i drift för destruktion av miljöfarligt avfall. Man förbränner årligen mellan 31 000-32 000 ton avfall och cirka 4 000 ton lösningsmedel.

Stödeldningen sker med hjälp av avfalls- och spillolja. Årligen tillsätter man mellan 3 000-4 000 ton.

Stödbränslet är alltså i sig en avfallsprodukt, som skall destrueras och en övergång till gaseldning är därför ej aktuell, då det skulle innebära att man får ett avfallsproblem med oljan.

7.5 Jämförelse med naturgasreburning vid sopförbränning

Som en jämförelse till storleksordningen av ovan angivna naturgaspotential på cirka 5 milj m³ gas i högriskavfalls- och kremationsanläggningar göres bedömningen i referens /2/ att det finns en teoretisk naturgaspotential på cirka 22 milj m³/år om reburningtekniken utnyttjas för NO_x-reduktion i större kommunala sopförbränningsanläggningar. Anläggningarna i Högdalen, Linköping (Gärstadsverket), Malmö (SYSAV), Göteborg (Sävenäs) och Uppsala har då medräknats. Medräknas dessutom sopförbränningsanläggningarna i Karlstad (Hedenverket), Karlskoga och Köping (Norsaverket) höjs den teoretiska potentialen med uppskattningsvis ytterligare 7 milj m³ till cirka 29 milj m³ totalt.

8 REFERENSER

- /1/ Naturgas som tillsatsmedel - bedömning av möjligheterna att genom tillsats av naturgas sänka emissionerna vid förbränning.
Swedegas AB, Sydkraft, 1987/88, Mats Renntun, Christer Nilsson.
- /2/ Teknisk marknadsbedömning för reurning med naturgas i fastbränslepannor.
Swedegas AB, ÅF-Energikonsult AB, 1988, Anna-Karin Hjalmarsson.
- /3/ Energi ur avfall.
Statens energiverk, Naturvårdsverket, 1986:6.
- /4/ Förekomst och bildning av dioxiner och dibensofuraner.
Professor C Rappe, Umeå Universitet (föredrag 1985-03-19).
- /5/ Toxikologiska effekter av klorerade dioxiner och dibensofuraner.
Ulf Ahlborg, SML (föredrag 1985-03-19).
- /6/ Catalytic Effects of Fly Ash from Waste Incineration Facilities on the Formation and Decomposition of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans.
Hanspaul Hagenmaier, Michael Kraft, Hermann Brunner and Roland Haag, Environ. Sci. Technol. Vol. 21 No. 11, 1987.
- /7/ Evaluation Test on a Hospital Refuse Incinerator at Saint Agnes Medical Center, Fresno, CA, Jan 1987.
California Air Resources Board, Alfred C Jenkins.

- /8/ Effect of boiler operation and RDF feedstock on emissions of dioxins and furans from an RDF fired spreader-stoker system in Albany, N.Y.
I.L Hahn and H.P von Demfange, C.O. Velzy
Chemosphere, Vol.15, Nos. 9-12, p. 12396-1246, 1986.
- /9/ Natural-Gas-Fueled Incinerator used to destroy Waste at V.A Hospital.
Waste Age, Jan/Febr 1972.
- /10/ Emissions Reduction from MSW Combustion Systems using Natural Gas.
D.K Fleming, M.J Khinkis, H.A Abbasi, D.G Linz,
C.A Pentuson.
IGT, Chicago, USA.