



Rapport SGC 090

**UTSLÄPP AV OREGLERADE ÄMNEN**  
vid förbränning av olika bränslen

Litteraturstudie

Jörgen Thunell  
Svenskt Gastekniskt Center AB

Juni 1998

## **SGC:s FÖRORD**

FUD-projekt inom Svenskt Gastekniskt Center AB avrapporteras normalt i rapporter som, mot en mindre avgift, är fritt tillgängliga för envar intresserad.

SGC svarar för utgivningen av rapporterna medan uppdragstagarna för respektive projekt eller rapportförfattarna svarar för rapporternas innehåll. Den som utnyttjar eventuella beskrivningar, resultat e dyl i rapporterna gör detta helt på eget ansvar. Delar av rapport får återges med angivande av källan.

En förteckning över hittills utgivna SGC-rapporter finns i slutet på denna rapport.

Svenskt Gastekniskt Center AB (SGC) är ett samarbetsorgan för företag verksamma inom energigasområdet. Dess främsta uppgift är att samordna och effektivisera intressenternas insatser inom områdena forskning, utveckling och demonstration (FUD). SGC har följande delägare: Svenska Gasföreningen, Sydgas AB, Sydkraft AB, Göteborg Energi AB, Lunds Energi AB och Helsingborg Energi AB.

Följande parter har gjort det möjligt att genomföra detta utvecklingsprojekt:

Sydgas AB  
Vattenfall Naturgas AB  
Göteborg Energi AB  
Helsingborg Energi AB  
Lunds Energi AB  
Stockholm Energi Gas AB  
Svenska Gasföreningen

SVENSKT GASTEKNISKT CENTER AB

**Johan Rietz**

## Sammanfattning

Med oreglerade ämnen menas här utsläpp av ämnen som inte är belagda med skatter eller avgifter. De ämnen som behandlas är

- stoft, partiklar
- metaller
- kolmonoxid (CO)
- dikväveoxid (N<sub>2</sub>O)
- ammoniak (NH<sub>3</sub>)
- klorväte (HCl)
- kol-svavel-föreningar (COS, CS<sub>2</sub>)
- dioxiner, furaner (PCDD, PCDF)
- organiska ämnen (PAH, BaP)

En litteraturgenomgång har gjorts vad gäller typiska utsläpp av oreglerade ämnen vid förbränning av naturgas, olja, kol, torv och biobränslen. Gasol har i detta sammanhang ansetts likvärdig med naturgas. Utsläppen redovisas genomgående som specifika utsläpp, dvs utsläpp per enhet tillförd bränsleenergi. Avsikten med studien är att framkomna resultat skall kunna utnyttjas i diskussioner om en ytterligare differentiering av skatte- och avgiftsuttag på olika bränslen baserat på utsläpp av icke reglerade ämnen.

Liksom vid "reglerade" ämnen, dvs svavel, kväveoxider och koldioxid, beror de specifika utsläppen på ett antal faktorer varav bränslets föroreningsinnehåll och förbränningstekniken är bland de viktigaste. Naturgas innehåller extremt låga halter av olika slags föroreningar, vilket framgår tydligt vid kartläggning av utsläpp av stoft, metaller, svavelföreningar och klorföreningar. De ytterst små mängder svavel som kan påvisas härstammar från odöriseringsmedlet och spår av klorider kommer från förbränningsluftens kloridinnehåll.

Vad gäller stoft och metaller visar studien att även vid stoftavskiljning eller annan rökgasrening är i allmänhet stoftutsläppen från olja och fasta bränslen större än från naturgas (utan stoftavskiljning).

Även vid utsläpp som i huvudsak är beroende av förbränningstekniken har i genomsnitt naturgas de lägsta värdena. Det gäller

framför allt kolmonoxid och flyktiga organiska kolföreningar. Olja uppvisar relativt låga värden, medan biobränslen genomgående har högre värden och i flera fall extremt höga värden.

Studien visar att naturgas i medeltal har de lägsta utsläppsvärdena av alla här studerade utsläpp, varför en entydig slutsats blir att naturgas har de lägsta omgivningseffekterna räknat per enhet tillförd bränsleenergi. Som nummer två placerar sig överlagsmässigt olja, medan rangordningen mellan kol, torv och biobränslen i miljöhänseende (dvs ej enbart emissionsmässigt) ej kan avgöras utan mer ingående studier av sambanden utsläpp/miljöeffekter.

Vid utsläpp angivna i mängd per tillförd enhet bränsleenergi beaktas ej verkningsgraden vid omvandling från bränsleenergi till nyttig energi. Vid naturgasförbränning uppnås vanligen högre verkningsgrad än vid andra bränslen, vilket ett antal mätningar och studier visat. Ibland uppnås även kvalitetsförbättringar i produktionsprocesser vid övergång från exempelvis olja till naturgas, vilket resulterar i färre kassationer. Lägre åtgång av primärenergi och högre produktkvalitet är alltså faktorer som i sig också ger lägre emissioner till omgivningen.

Om utsläpp av för närvarande oreglerade ämnen skall bli föremål för speciell beskattning eller avgiftsuttag, måste de kunna kvantifieras. Att mäta sådana utsläpp i varje enskilt fall är praktiskt ogenomförbart, speciellt för mindre anläggningar. En möjlighet är att tillskriva bränslen olika "miljövärden" (för oreglerade emissioner) av schablonmässig art. Genom att utgå från ett stort antal representativa mätningar skulle man kunna få fram generella miljöprofiler för de olika bränslena. En tilläggsavgift utöver de för svavel, kväveoxider och koldioxid etablerade skulle sedan kunna tas ut i relation till de externa kostnader som respektive utsläpp ger upphov till.

<b>1. Inledning</b>	<b>5</b>
<b>2. Studerade bränslen och föroreningar</b>	<b>6</b>
<b>3. Ämnesbeskrivningar</b>	<b>6</b>
3.1 Stoff, partiklar	6
3.2 Metaller	7
3.3 Kolmonoxid (CO)	8
3.4 Dikväveoxid (N <sub>2</sub> O)	8
3.5 Ammoniak (NH <sub>3</sub> )	9
3.6 Klorväte (HCl)	9
3.7 Kol-svavel-föreningar och svavelväte	9
3.8 Dioxiner	10
3.9 Flyktiga organiska föreningar	10
<b>4. Emissionsfaktorer för pannor och liknande</b>	<b>12</b>
4.1 Stoffutsläpp	13
4.2 Utsläpp av metaller	14
4.3 Utsläpp av kolmonoxid	17
4.4 Utsläpp av dikväveoxid	18
4.5 Utsläpp av ammoniak (NH <sub>3</sub> )	19
4.6 Utsläpp av klorväten	20
4.7 Utsläpp av kol-svavel- föreningar och svavelväte	20
4.8. Utsläpp av dioxiner	21
4.9 Utsläpp av flyktiga organiska ämnen	23
<b>5. Diskussion och slutsatser</b>	<b>27</b>
<b>6. Referenser</b>	<b>30</b>

## 1. Inledning

Vid förbränning av fossila bränslen, torv och biobränslen bildas förbränningsgaser (avgaser) vars huvudbeståndsdelar är koldioxid ( $\text{CO}_2$ ) vattenånga och kväve. Beroende på bränslesort, bränslekvalitet och förbränningsteknik ingår i avgaserna även andra beståndsdelar, vilka vanligtvis rubriceras som föroreningar.

De mest "omtalade" föroreningarna är svaveloxider ( $\text{SO}_x$ ) och kväveoxider ( $\text{NO}_x$ ). Vid utsläpp till atmosfären kan de orsaka dels lokala effekter såsom hälsoeffekter och korrosionsskador, dels regionala effekter typ försurning. Kväveoxiderna kan också bidra till klimatförändringar genom bildning av troposfäriskt ozon, som är en växthusgas. Utsläpp av svavel- och kväveoxider är "reglerade" så till vida att det finns dels gränsvärden för utsläppen, dels skatt resp avgift på utsläppen. Det skall här nämnas att även koldioxidutsläpp är belagda med skatt trots att koldioxid ej betraktas som en förorening. Skatten sammanhänger med koldioxidens växthuseffekt.

Skatten på svaveldioxidutsläpp beräknas på bränslets svavelinnehåll. Om en anläggning är försedd med utrustning som reducerar svavelutsläppet (t ex rökgasrening) reduceras svavelskatten i motsvarande grad.

$\text{NO}_x$ -avgiften baseras på utsläppt mängd kväveoxider från anläggningar över en viss storlek. Utsläppsmängderna fastställs genom mätningar eller som schablonvärden. Avgiftssystemet är neutralt så till vida att influtna avgifter betalas tillbaka till de anläggningar vars utsläpp ligger under samtliga anläggningars gemensamma årsmedelvärde.

Utöver svavelskatt, koldioxidskatt och  $\text{NO}_x$ -avgift uttas en allmän energiskatt.

Som tidigare sagts finns, förutom skatt eller avgift, gränsvärden för utsläpp av svaveloxider och kväveoxider. För en del andra

utsläpp finns också gränsvärden eller riktvärden, t ex för stoft och för tjära från vedpannor.

"Föroreningsskatterna (avgifterna)" kan i princip sägas drabba de olika bränslena på ett rättvist sätt. För utsläpp där det endast finns maximalt tillåtna utsläppsvärden eller inga max.gränser alls görs emellertid ingen åtskillnad mellan olika bränslen. Alla utsläpp under gränsvärdena är "godkända" vare sig ett utsläpp ligger strax under gränsvärdet eller en eller flera tiopotenser under gränsvärdet.

För många föroreningar vet man att de har negativa effekter på människors hälsa och på miljön i övrigt. Ofta är emellertid effekterna, uttryckta i kvantitativa termer, mycket osäkra. Det gäller speciellt vid låga koncentrationer. I vissa fall antar man att det finns tröskelvärden under vilka effekterna är lika med noll. I andra fall antar man linjära samband hela vägen, dvs skadan står i proportion till koncentrationen ända ner till koncentrationen noll. Detta senare betraktelsesätt tillämpas framför allt på joniserande strålning.

I denna rapport har vi försökt kartlägga icke skatte- eller avgiftsbelagda utsläpp från några olika bränslen och olika anläggningstyper. För enkelhetens skull benämns de "oreglerade utsläpp", även om benämningen inte är fullt adekvat. Avsikten är att de framkomna resultaten skall kunna initiera en diskussion om lämpligheten att ytterligare differentiera skatte- och avgiftsuttagen på olika bränslen baserat på utsläpp av icke reglerade ämnen. Det skall med en gång sägas att resultaten i denna studie inte har sådan noggrannhet att de kan utgöra en kvantitativ grund för skattedifferentiering, de indikerar endast områden där större skillnader mellan olika bränslen finns.

Metanutsläpp har inte inkluderats i studien. Skälet härtill är att metan inte anses orsaka direkta hälsoeffekter. Metan bidrar emellertid till växthuseffekten men utsläppen i användarledet, även i fallet naturgas, är så små att de helt överskuggas av koldioxidutsläppen. Inom Internationella

Gasunionen (IGU) har gjorts en studie (ref 35) som visar att metanläckagen från hela naturgaskedjan (dvs från källa till användning) måste upp- gå till närmare 9 % av den använda gasmängden för att växthuseffekten ska bli samma som från oljeanvändning och till 16 % för att den ska bli samma som från kolanvändning. De verkliga metanläckagen ligger mellan 0,05 och 0,66 % bl a beroende på gasnätets ålder.

## 2. Studerade bränslen och föroreningar

Antalet studerade föroreningar har bestämts av tillgången på litteratur innehållande mätdata eller andra numeriska uppgifter på utsläppsmängder. Totalt har drygt 30 rapporter eller vetenskapliga artiklar gått igenom (Ref 1 - 34). Referenserna härrör från följande länder där inom parentes anges vilka huvudsakliga bränslen som behandlas:

- Sverige (biobränslen, olja, naturgas)
- Danmark (naturgas)
- Finland (biobränslen, torv)
- England (kol, olja, naturgas)
- Schweiz (kol, olja, naturgas, biobränslen)
- USA (naturgas)

Utsläpp från gasolförbränning redovisas ej eftersom gasol i detta avseende anses likvärdig med naturgas. Små skillnader gentemot naturgas förekommer för utsläpp av koldioxid och metan, men dessa ämnen omfattas ej av studien. Litteraturuppgifter om övriga emissioner från gasolförbränning är sparsamma men tillgängliga uppgifter tyder på försumbara skillnader gentemot naturgas.

Utsläppen har grupperats enligt nedan. Gränsen mellan två grupper är inte alltid helt klar eftersom ett ämne ibland kan förekomma i mer än en grupp. Så kan t ex metaller förekomma inte enbart renodlade utan även ingå i stoftpartiklar.

## Gruppering av icke reglerade utsläpp

- Stoft, partiklar
- Metaller
- Kolmonoxid (CO)
- Dikväveoxid (N<sub>2</sub>O)
- Ammoniak (NH<sub>3</sub>)
- Klorväte (HCl)
- Kol-svavel-föreningar (COS, CS<sub>2</sub>)
- Dioxiner, furaner (PCDD, PCDF)
- Organiska ämnen (Tjära, HC, VOC, PAH m fl)

Den sistnämnda gruppen är en "besvärlig" grupp. Det finns således flera undergrupperingar, där undergrupperna går in i varandra beroende på indelningsgrund. Vid jämförelser av olika mätningar där mätresultatet avser en grupp ämnen, är det således viktigt att även jämföra ämnesinnehållet i gruppen ifråga.

## 3. Ämnesbeskrivningar

I detta kapitel beskrivs de ämnen för vilka emissionsfaktorer redovisas i kapitel 4. Beskrivningarna omfattar bl a förekomst, bildning, kemiska egenskaper, miljömässiga egenskaper samt eventuella gräns- eller riktvärden för utsläpp.

### 3.1 Stoft, partiklar

I energisammanhang förekommer partikelutsläpp främst vid förbränningsprocesser. Partikelutsläppen är störst vid förbränning av fasta bränslen och minst vid gasformiga bränslen.

Partiklarna kan bestå av sot, små oljedroppar, svavelsyradroppar, små metallfragment osv. Organiska föreningar i utsläppen kan på kemisk väg omvandlas till partiklar. Sotpartiklar (< 10 µm) uppstår vid ofullständig förbränning och består huvudsakligen av poröst kol till vilket ofta adsorberats oförbrända kolväten och metaller från bränslet.

Storleken på luftburna partiklar (aerosoler) varierar från < 0,1µm till över

100 µm. När det gäller gränsvärden för partiklar i omgivningsluften brukar man dela in partiklarna i Sot, TSP och PM<sub>10</sub>. TSP står för totala mängden svävande partiklar < 160 µm och PM<sub>10</sub> står för inandningsbara partiklar med genomsnittlig storlek 10 µm. För koleldade anläggningar gäller att ca 90 % av partiklarna är under 10 µm.

Ur hälsosynpunkt är det de små partiklarna som är farligast, eftersom de har en större benägenhet att ta sig långt ner i luftvägarna, där de kan irritera lungvävnader och orsaka långvariga besvär och sjukdomar. Partiklar som bildas vid t ex vedeldning är små med hög andel oförbränt organiskt material, vilket innebär att de i allmänhet är mer toxiska än "vanliga" partiklar i tätorter.

EU har fastställt gränsvärden (månadsmedelvärden) för stoftutsläpp från nya anläggningar större än 50 MW. Dessa, som även gäller för Sverige, framgår av tabell 3.1.

Tabell 3.1. EU-sgränsvärden (månadsmedelvärden) för stoftutsläpp från nya anläggningar > 50 MW

Bränsle	Tillförd effekt MW	Utsläpp mg/Nm <sup>3 1)</sup>	Utsläpp mg/MJ
Fasta	> 500	50	20
	50 - 500	100	40
Flytande	≥ 50	50	15
Gasformiga	≥ 500	5	1

1) Torr gas, 0°C, 101,3 kPa. 3 % O<sub>2</sub> vid flytande och gasformiga bränslen, 6 % O<sub>2</sub> vid fasta bränslen

För fastbränsleanläggningar 0,5 - 10 MW rekommenderar Naturvårdsverket följande maximala utsläppsvärden för stoft:

Kol	max 35 mg/Nm <sup>3</sup>
Torv och biobränslen	
• i tätort	max 100 mg/Nm <sup>3</sup>
• utom tätort	max 350 mg/Nm <sup>3</sup>

För mindre fastbränsleanläggningar, typ villapannor, rekommenderar Boverket ett maximalt stoftutsläpp på 350 mg/Nm<sup>3</sup> vid 13 % CO<sub>2</sub>.

### 3.2 Metaller

Metaller som förekommer i rökgasutsläpp, härrör från bränslet. Metaller kan alltså ej bildas genom förbränningsprocesser.

Efter förbränning av bränslet återfinns metallerna i bottenaskan, i flygaskan och/eller i gasform i rökgaserna. Utsläpp av metaller till atmosfären är således starkt beroende av stoftavskiljarnas och annan reningsutrustnings verkningsgrad.

Vissa metaller har en tendens att i första hand fastna på de små partiklar som utgör flygaskan (< 10 µm). Dessa partiklar (se föregående avsnitt) är av stor vikt från hälsosynpunkt, eftersom de tränger långt ner i lungvägarna. Med hänsyn till benägenheten att fastna på partiklarna i flygaskan kan man dela in metallerna i tre grupper:

**Grupp I** : Element med ringa benägenhet att koncentreras till små partiklar, bl a Al, Ca, Cs, Fe, Mg, Mn, Th och Ti.

**Grupp II** : Metaller där koncentrationen ökar med minskande partikelstorlek, bl a As, Cd, Ga, Mo, Pb, Sb, Se, W och Zn.

**Grupp III** : Metaller med egenskaper mellan grupperna I och II. De koncentreras till små partiklar, men koncentrationen ökar inte nämnvärt då partikelstorleken minskar. Metallerna är Ba, Be, Co, Cr, Cu, Ni, Sr, U och V.

En del metaller förekommer helt eller delvis i gasform, Kviksilver emitteras utslutande som gas och arsenik, selen och kadmium förekommer både som partikelbundet och i gasform.

Flera metaller är i små mängder nödvändiga för djur och växter för deras uppbyggnad eller i ämnesomsättningen men i högre koncentrationer blir de giftiga.

De metaller som är av betydelse för hälsoeffekter eller för miljön i övrigt är Al (aluminium), As (arsenik), Pb (bly), Cd (kadmium), Co (kobolt), Cu (koppär), Cr (krom), Hg (kvicksilver), Mn (mangan), Mo (molybden), Ni (nickel), Th (torium), U (uran), V (vanadin) och Zn (zink).

Exempel på hälsoeffekter är följande:

- Inandning av krom kan medföra bronkit och eventuellt cancer i luftvägarna.
- Nickelföreningar kan orsaka slemhinneirritation samt kramper. Allvarlig förgiftning kan leda till blodpropp i hjärtat.
- Inandning av selenhaltigt stoft ger risk för akut selenförgiftning som bl a ger uppkastningar och diarré. Kronisk selenförgiftning resulterar i depressioner, hår- och nagelavfall samt njur- och leverskador.
- Vid höga koncentrationer av bly hämmas bildningen av hemoglobin, vilket kan medföra blodbrist. Bly kan också orsaka nervsjukdomar och fosterskador.
- Kadmium kan ge lever- och njurförändringar, lungskador, skelettskador, blodbrist samt nervskador och cancer.
- Kvicksilver kan skada det centrala nervsystemet, medföra synrubbingar samt ge sjukliga förändringar i hjärna och ryggmärg.

Metaller tas upp av växter och anrikas i näringskedjan. Metallerna påverkar näringsupptaget i växter och kan ge reproduktionsstörningar hos fåglar. Försurningen bidrar till att de flesta metaller, såväl naturligt förekommande som av människan spridda, får en ökad rörlighet i marken.

### 3.3 Kolmonoxid (CO)

Kolmonoxid är en brännbar, färglös, giftig gas bestående av en kolatom och en syreatom (CO).

Kolmonoxid bildas vid ofullständig förbränning av de flesta bränslen. Ju fler tyngre organiska föreningar ett bränsle innehåller desto mer kolmonoxid bildas. De väsentligaste orsakerna till CO-emissioner är: dålig uppblandning av bränsle och förbränningsluft, låg förbränningstemperatur eller för lite förbränningsluft för fullständig förbränning av bränslet.

I höga koncentrationer leder CO till medvetlöshet och kan även leda till döden. Vid marknivå kan utsläpp av kolmonoxid utgöra en fara för hjärt- och kärlsjuka personer då sreupptagningen försämras.

Globalt kan kolmonoxid marginellt påverka jordens värmebalans genom att bidra till en ökning av ozonmängden i troposfären. Kolmonoxid reagerar relativt lätt med syre och bildar koldioxid som bidrar till växthuseffekten.

Det har på många håll diskuterats om det kan finnas ett samband mellan CO-utsläpp och utsläpp av kolväten, typ PAH (se senare), eftersom närvaron av PAH också kan bero på ofullständig förbränning. Man har emellertid inte funnit något entydigt samband, men erfarenheterna visar i vart fall att en låg CO-koncentration är en nödvändig förutsättning för en låg PAH-koncentration.

### 3.4 Dikväveoxid (N<sub>2</sub>O)

Dikväveoxid, även kallad lustgas, bildas vid förbränning genom oxidation av luftens kvävgas. Dessutom bidrar bränslebundet kväve i kväverika bränslen till bildning av dikväveoxid.

Reaktionerna är beroende av bl a temperaturen och förbränningstekniken samt i viss



mån av bränslet. Sambandet mellan  $\text{NO}_x$  och  $\text{N}_2\text{O}$  är ännu ej helt klarlagt. Vissa studier visar att  $\text{N}_2\text{O}$  minskar vid minskande  $\text{NO}_x$ -halt, medan andra studier pekar på motsatsen.

Dikväveoxidens miljöpåverkan sammanhänger med dess växthuseffekt. Livslängden för  $\text{N}_2\text{O}$  i atmosfären är ca 150 år och växthuseffekten är ca 200 gånger starkare än koldioxidens. Detta medför att även små  $\text{N}_2\text{O}$ -utsläpp kan ge icke oväsentliga bidrag till obalanser mellan instrålad och utstrålad värme visavi jorden.

Uppe i stratosfären sönderfaller  $\text{N}_2\text{O}$  till  $\text{NO}$  som i sin tur reagerar med ozon och bildar  $\text{NO}_2$ . Därmed förbrukas alltså ozon, varför  $\text{N}_2\text{O}$  även bidrar till en uttunning av ozonskiktet.

### **3.5 Ammoniak ( $\text{NH}_3$ )**

Ammoniak är vid rumstemperatur en färglös, giftig gas med karakteristisk lukt. Den är mycket löslig i vatten och till skillnad från  $\text{NO}_x$  en oxiderande kväveförening.

Ammoniak bildas naturligt från bl a stallgödsel och i samband med betesdrift. Den tillverkas även industriellt och används bl a som tillsatsmedel till rökgaser för reduktion av  $\text{NO}_x$ -utsläppen. En del av ammoniaken reagerar därvid ej med kväveoxiderna i rökgaserna utan försvinner ut till omgivningen, s k ammoniakslip.

Ammoniak kan också bildas från bränslets kväveinnehåll vid förbränningsprocessen och speciellt vid förbränning av biobränslen. Bildningen beror på dålig förbränning och sker samtidigt med bildning av andra oförbrända ämnen.

I höga koncentrationer är ammoniak akut toxiskt och kan även skada växtligheten. I atmosfären fungerar ammoniak som en bas och neutraliserar sura gaser och vätskor under bildande av ammoniumjoner. Dessa joner kan oxideras i marken till nitrat, en reaktion som leder till försurning. Kväveföreningar som släpps ut i luft kan också

ha andra miljöeffekter, t ex kvävemättnad i mark och övergödning av sjöar och hav.

### **3.6 Klorväte ( $\text{HCl}$ )**

I samband med förbränning av klorhaltiga bränslen kan det bildas klorföreningar, däribland klorväte ( $\text{HCl}$ ) som i gasform medföljer rökgaserna ut till omgivningen. Klorväte omvandlas i atmosfären till saltsyra, med samma kemiska beteckning,  $\text{HCl}$ . Saltsyran bidrar till försurningen av mark och vatten.

Klor finns i olja och kol men däremot inte i naturgas. Biobränslen innehåller varierande halter av klor. Rivningsvirke, halm och gräs kan således innehålla relativt mycket klor, medan däremot skogsbränsle normalt har låg klorhalt. Spånplattor kan också innehålla klor om någon beståndsdel i bindemedlet utgörs av en klorförening (t ex  $\text{NH}_4\text{Cl}$ ).

### **3.7 Kol-svavel-föreningar och svavelväte**

Kol-svavel-föreningar, såsom koldisulfid ( $\text{CS}_2$ ) och karbonylsulfid ( $\text{COS}$ ), bildas vid förbränning genom kemiska reaktioner mellan bränslets kol- och svavelinnehåll. De avgår i gasfas och är relativt inerta i atmosfären. De har en indirekt påverkan på växthuseffekten genom att de påverkar partikelbildningen i den övre atmosfären.

Svavelväte ( $\text{H}_2\text{S}$ ) är en illaluktande giftig gas som framför allt bildas naturligt vid nedbrytning av organismer då syrebrist föreligger. Svavelväte kan också bildas vid förbränning och är då ofta en konsekvens av att det förekommer andra utsläpp, t ex av kväveföreningar. Svavelvätets miljöeffekter är att det orsakar luktbesvär samt att då det förekommer i hav eller sjöar, påverkar det marina livet.

### 3.8 Dioxiner

Dioxiner är ett samlingsnamn för klorerade organiska ämnen betecknade PCDD och PCDF.

PCDD står för polyklorerade di-benso-p-dioxiner, dvs de egentliga dioxinerna med fyra eller fler kloratomer. PCDF står för polyklorerade di-benso-furaner, en grupp dioxinliknande föreningar med fyra eller fler kloratomer.

Nödvändiga ”komponenter” för bildandet av dioxiner vid förbränning av ett material är närvaro av klor, oförbränt kol (carbon) och syrgas (eller vatten).

Dioxiner är fettlösliga och 17 av totalt 210 olika föreningar (isomerer) är extremt giftiga och stabila. Låga dioxindoser under lång tid innebär förhöjd cancer risk och påverkar immunförsvaret. Höga doser kan ge psykiska skador, hudskador och synstörningar.

Förutom halter av de enskilda isomererna brukar man även ange totalhalten av dioxiner omräknat till TCDD-ekvivalenter. I ekvivalentberäkningen tar man hänsyn till de olika isomerernas toxicitet gentemot den mest giftiga, som är 2, 3, 7, 8 - Tetra CDD. Då ett mätresultat avser TCDD-ekvivalenter brukar det anges som (t ex) ng TE/Nm<sup>3</sup>.

### 3.9 Flyktiga organiska föreningar

Flyktiga organiska föreningar (VOC, Volatile Organic Compounds) är organiska föreningar som lätt eller relativt lätt avgår i gasfas. Ofta översätts VOC med lättflyktiga kolväten, vilket är något oegentligt, eftersom det inte enbart är föreningar av kol och väte som ingår i denna grupp.

Ibland ser man förkortningen NMVOC som står för Non Methan Volatile Organic Compounds, dvs flyktiga organiska ämnen exklusive metan.

VOC-gruppen innehåller ett mycket stort antal olika ämnen som kan undergrupperas enligt tabell 3.2 (ref 13). Tabellen är ej fullständig, speciellt vad avser exempel på enskilda ämnen i sista kolumnen.

Tabellen omfattar som synes även dioxiner och furaner, ämnen som dock fått en egen redovisning i denna rapport (avsnitt 4.8).

VOC bildas företrädesvis vid ofullständig förbränning, framför allt i fordonsmotorer och i småskaliga anläggningar, t ex villa-pannor. Småskalig vedeldning ger upphov till förhållandevis stora mängder VOC.

Andra VOC-källor är bensinhantering, petrokemisk industri, industrins användning av lösningsmedel samt lossning och lastning av råolja. VOC förekommer bl a i lösningsmedel, färger, lacker och bensin. Den största utsläppskällan är fordonstrafiken.

I VOC-gruppen ingår ett stort antal ämnen som är cancerframkallande och påverkar arvs massan. De kan också ge nervskador och framkalla allergier. Många VOC-föreningar bidrar till bildning av foto kemiska oxidanter och vissa av dem bidrar till växthuseffekten och till nerbrytning av ozonskiktet.

Utsläppsredovisningen i kapitel 4 är i denna förstudie begränsad till undergruppen PAH, dvs polyaromatiska kolväten. I denna grupp ingår nämligen en del starkt cancerogena ämnen, t ex bens-a-pyren. De flesta VOC-mätningar omfattar dessutom endast gruppen PAH.

Kemiskt omfattar PAH omättade ringformade föreningar av kol (C) och väte (H) bestående av 2-7 ringar.

PAH-gruppen är intressant i miljösammanhang, dels för att några PAH är cancerframkallande, dels för att PAH tillhör gruppen organiska mikro föroreningar och därmed medverkar till bildandet av foto kemisk smog. PAH kan, beroende på temperaturen, existera både i partikelform och

Tabell 3.2. Undergrupperingar av organiska flyktiga föreningar (VOC)

Alternativ benämning inom parantes

<b>Icke halogenerade</b>		
Alkaner eller parafiner	Alifatiska	Metan Etan Propan Butan Pentan Hexan Heptan
	Alicykliska (Cykloalkaner)	
Alkener eller olefiner		Eten (Etylen) Propen (Propylen) Butadien
Alkiner		Acetylen (Etin)
Aromater	Monoaromater	Bensen (Bensol) Etylbensen (Etylbensol) Aromatiska aminer Fenol Toluoen (Toluol) Xylen (Xylol)
	Polyaromater (PAH)	Bens-a-pyren (BaP)
Aldehyder		Acetaldehyd Bensaldehyd Formaldehyd
Alkoholer		Etanol Metanol
Ketoner		Aceton
Thioler	Merkaptan	
Eter		MTBE
Organiska syror		Ättiksyra Propionsyra
	Fettsyror	
Aminer	Diaminer	
<b>Halogenerade</b>		
Haloner		H 1301
Fluorklorkolväten		R11, R12, R113
Fluorkolväten (CFC, Freoner)		R 134 a
Halogeniserade aromater		Klorbensen (Klorbensol) Hexaklorbensen Pentaklorfenol
Dioxiner och furaner		TCDD, TCDF
Klorerade kolväten		Metylenklorid Etylendiklorid Vinylklorid, Trikloretylen

i gasfas. Namnet aromatisk kommer av att flera av dessa ämnen har stark doft.

I tabell 3.3 från ref 1 visas ett antal PAH indelade i fyra grupper, PAH 1 - PAH 4. PAH 1 innehåller alla PAH, medan PAH

2 ej innehåller naftalen. PAH 3 består av lättare föreningar som ej anses vara cancerogena, medan PAH 4 består av tyngre föreningar, varav huvuddelen anses vara cancerogena.

Tabell 3.3. Karaktäristika för polyaromatiska kolväten (PAH)

PAH grupp			Formel	Molvikt	Kokpunkt	Cancerogenitet <sup>1)</sup>	
1	2		Naftalen	C <sub>10</sub> H <sub>8</sub>	128	218	-
		3	Acenaphtylen	C <sub>12</sub> H <sub>8</sub>	152	265	
			Acenaphthen	C <sub>12</sub> H <sub>10</sub>	154	279	
			Fluroen	C <sub>13</sub> H <sub>10</sub>	166	295	-
			Phenanthren	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	178	340	-
			Anthracen	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	178	342	-
			Fluoranthen	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>	202	375	-
			Pyren	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>	202	393	-
		4	Benzo-a-anthracen	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>	228	400	+
			Chrysen	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>	228	448	+-
			Bens-e-pyren	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	252	493	-
			Bens-b-fluoranthen	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	252	481	++/+++
			Bens-k-fluoranthen	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	252	481	+
			Bens-a-pyren	C <sub>30</sub> H <sub>12</sub>	252	485	++++
			Dibenso-a,h-anthracen	C <sub>22</sub> H <sub>14</sub>	278	524	+++ /++++
			Benso-g,h,i-perylen	C <sub>22</sub> H <sub>12</sub>	276	542	+-
			Indeno-123-cd-pyren	C <sub>22</sub> H <sub>12</sub>	276	534	++

<sup>1)</sup> - : Icke cancerogen; +- : Möjligtvis cancerogen; + til ++++ : Varierande grad av cancerogenitet

#### 4. Emissionsfaktorer för pannor och liknande

I detta kapitel redovisas från litteraturen inhämtade uppgifter om storleken på emissioner av olika oreglerade ämnen. I allmänhet redovisas här utsläppen som emissionsfaktorer, dvs uttryckta som t ex mg/MJ bränsle eller mg/Nm<sup>3</sup> rökgas. Om utsläppen i källmaterialet uttryckts på annat sätt

har omräkning skett till i första hand mg/MJ eller µg/MJ.

Eftersom noggrannheten i de utsläppsmelvärden som presenteras inte är alltför hög har omräkning från t ex ppm eller mg/Mm<sup>3</sup> till mg/MJ gjorts ganska schablonmässig. Exempel på omräkningsfaktorer ges nedan:

$$1 \text{ ppm} = \frac{\text{molvikt}}{\text{molvolym (ca 22,4)}} \text{ mg/Nm}^3$$

Emission (mg/MJ)  $0,5 \times$  Emission  
(mg/Nm<sup>3</sup> vid 10 % O<sub>2</sub>).

#### 4.1 Stoftutsläpp

Stoftutsläppens storlek beror bl a på bränsletyp, förbränningsteknik och eventuell förekomst av stoftavskiljare. Småpannor, typ villapannor, förses nästan aldrig med stoftavskiljare även om de eldas med fasta bränslen. Större fastbränsleeldade pannor är vanligtvis försedda med stoftavskiljare och så kan även vara fallet med större oljeeldade pannor. Naturgas innehåller så små mängder partiklar att naturgaspannor aldrig förses med stoftavskiljning.

Merparten av rapporterna i referensförteckningen redovisar stoftutsläpp. Variationerna är mycket stora även för ett och samma bränsle vid en och samma pannstorlek och likartade reningsmetoder. För att markera de stora variationerna redovisas därför i allmänhet intervall i stället för medelvärden.

Utsläppsvärden från olika litteraturuppgifter framgår av tabell 4.1. där siffror inom parentes betecknar de referenser från vilka uppgifterna hämtats. Med MJ menas MJ bränsleenergi.

Generellt kan man dra den slutsatsen att gaspannor har de lägsta stoftutsläppen även i jämförelse med stoftreningsförsedda pannor eldade med andra bränslen. I de flesta praktiska sammanhang brukar stoftutsläppen för gaspannor anges till noll. Siffran 5 mg/MJ för medelstora gaspannor i tabell 4.1 är en aktuell mätning som gjorts i Sverige omedelbart efter ersättning av en oljebrännare med en gasbrännare. Man kan därför misstänka att en viss mängd kvarvarande sot eller partiklar från oljeeldningen kan ha följt med rökgaserna ut.

I övrigt kan noteras att äldre bibränsleeldade vedpannor har mycket höga stoftutsläpp (1500 mg/MJ), medan moderna sådana med ackumulatoreldning kan ha nästan en faktor 100 lägre utsläpp. Med hänvisning till tabell 4.1 verkar stoftreningen inte ha någon inverkan för medelstora bibränslepannor: 45-170 mg/MJ utan rening och 40-450 mg/MJ med rening. Så är emellertid inte fallet, förhållandet beror på att man mätt på olika pannor. Skulle en och samma panna förses med stoftavskiljare blir naturligtvis utsläppen lägre efter installation av reningen. Detsamma gäller medelstora oljepannor där till synes tillkomsten av stoftavskiljare ökar stoftutsläppen från 5 till 110 mg/MJ. I själva verket beror det höga värdet 110 mg/MJ på att pannan ej var intrimmad utan hade ett onormalt högt sotal.

Tabell 4.1. Stoftutsläpp från pannor  
(Referenser inom parentes)

	Utsläpp i mg/MJ för			
	Kol	Olja	Naturgas	Biobränslen
<u>Småpannor</u> (Villapannor)				
Direkteldning, moderna	50 - 200 (13)	0,1 (13)	0 - 0,1 (13)	900 (4)
Direkteldning, äldre				1 500 (4)
Akkumulatordn, moderna				20 - 40 (3, 4, 24, 30)
Akkumulatordning, äldre				500 (4)
<u>Medelstora pannor</u> (100 kW - 10 MW)				
Med stoftavskiljare	50 - 200 (12)	110 (9)	–	40 - 450 (10, 24)
Utan stoftavskiljare	–	5 - 20 (9, 13)	0 - 5 (9, 12, 13)	45 - 170 (10, 12)
Ingen uppgift om stoft- avskiljning	–	1 - 2 (12)	–	100 - 200 (3)
<u>Större pannor</u> (> 10 MW)				
Med stoftavskiljare	7 - 100 (12, 13, 15, 16)	1 - 175 (12, 13, 15, 19)	–	
Utan stoftavskiljare	–	–	0 - 0,1 (12, 13, 18, 19)	1 - 86 (10, 16)

#### 4.2 Utsläpp av metaller

Utsläpp av metaller till atmosfären är beroende av bränslets metallinnehåll, fördelningen mellan bottenaska och flygaska samt verkningsgraden hos stoftavskiljare och annan reningsutrustning.

Metallinnehållet i bränslen kan variera kraftigt för en och samma bränslesort och dessa variationer kan vara större än mellan olika bränslesorter. Tabell 4.2 visar exem-

pel på metallinnehåll i några bränslen uttryckt per vikts- eller volymenhet bränsle.

För att få en mer rättvisande jämförelse mellan bränslena i metallhänseende har i tabell 4.3 en del av metallerna räknats om till koncentration per energienhet av bränslet

Av tabellen med koncentration i relation till bränslets energiinnehåll (tabell 4.3) framgår att naturgasens metallinnehåll är väsentligt lägre än för övriga bränslen.

Även om uppgifter saknas för vissa metaller i naturgas vet man att värdena för dessa metaller är extremt låga. Enligt en bedömning i ref 1 så innehåller kol ca 10.000 gånger så många metallföreningar som naturgas, olja ca 100 gånger och trä ca 10 gånger.

Det låga metallinnehållet i naturgas återspeglas i utsläppsvärdena i tabell 4.4. Även om fastbränsleeldade anläggningar förses med stoftavskiljare med de i tabellen angivna verkningsgraderna är deras metallutsläpp normalt mycket högre än för naturgasen

Tabell 4.2. Metallinnehåll i bränslen  
(Ref 1, 19, 22, 25)

Metall	$\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ Naturgas	mg/kg			
		Tjockolja	Kol	Torv	Biobränslen
Al		1,4 - 5,9	18 000 - 24 000	790 -2700	
As		0,05 - 1,7	1 - 13	1,3 - 2,5	0,04 - 0,4
Be		< 0,01	0,4 - 5	0,07 - 0,13	
Cd	0,04	0,0005 - 0,02	0,1 - 0,7	0,4 - 0,6	0,1 - 1,7
Cr		0,1 - 3,6	1,5 - 22	0,4 - 1,5	0,9
Fe		< 110	6 000 - 8 400	1 300 - 4 900	9 - 52
Hg	< 0,01	0,005 - 0,014	0,03 - 0,20	0,065 - 0,075	0,01 - 0,02
Mg		< 250	7 500 - 10 000	500 - 1 100	400 - 700
Mn		< 0,7	4 - 600	46 - 75	22 - 750
Mo		< 5,8	0,3 - 4	< 4,8	2 - 5,4
Ni		6 - 60	3 - 50	< 64	0,6
Pb	1,0	0,03 - 0,19	2 - 40	0,9 - 3,8	0,6 - 14
Th		< 0,29	0,2 - 6	0,3 - 0,8	
U		< 0,75	0,4 - 3,8	0,2 - 0,4	
V	< 7	9 - 82	10 - 60	5 - 33	1,9
Zn		< 7,7	3 - 55	12	5 - 105
Cu				6,6	0,6 - 6
Co		0,4	4,0	2,2	0,13
Se					0,19
Ti			840	123	

Tabell 4.3. Metallinnehåll i bränslen, räknat per energienhet

(Ref 19, 21)

Metall	µg/MJ				
	Naturgas	Olja <sup>1)</sup>	Kol	Torv	Biobränslen
Cd	< 0,04	0,2 - 0,7	1 - 200	10	6 - 100
Cu	< 0,0003	2,5 - 8,5	50 - 1 500	500	35 - 360
Pb	< 0,006	3 - 25	100 - 2 000	250	25 - 830
Zn	< 0,003	2 - 20	200 - 100 000	900	300 - 6 650
As	< 0,00003	0,5 - 2	20 - 1 000	100	2,4 - 24
Hg	< 0,004	0,06 - 0,09	2 - 40	5	0,6 - 1,2
Be		0,2	40	5	
Co		11	150	100	7
Cr	< 0,003	1,2	400	250	50
Mn		0,5	2 000	4 500	5 000
Ni	< 0,001	400	400	300	30
V	< 0,0003	1 300	900	450	100

<sup>1)</sup> De lägre värdena gäller för lättolja, de högre för tjockolja.

Tabell 4.4. Metallemissioner vid förbränning av olika bränslen  
(Ref 12, 21, 22, 24)

Metall	µg/MJ						
	Reningsgrad	Naturgas 0 %	Olja 0 %	Kol 96 - 99,5 %	Torvpulver 71 - 99,5 %	Stycketorv 71 - 81 %	Biobränslen 70 - 99,5 %
As		< 0,00003	1,5	1 - 39	0,4 - 8	2 - 10	0,4
Be			0,004	0,3 - 5	0,05 - 0,3	0,1 - 15	
Cd		< 0,04	0,008	0,1 - 2	0,002 - 1	0,8 - 4	1,5
Co			3,4	1 - 22	0,3 - 9	0,06 - 0,2	3,0
Cr		< 0,003	3,0	3 - 230	3 - 80	0,6 - 3	3,2
Hg		< 0,004	0,0014 - 0,06	0,02 - 1,7	0,1 - 0,5	0,1	0,006
Mn			15 - 540	8 - 170	9 - 340	17 - 30	40
Pb		< 0,006	4,9	8 - 115	3 - 190	40 - 195	400
V		< 0,003	1 300 - 13 000	10 - 88	4 - 380	0,7 - 7,0	30
Zn		< 0,003	15 - 20	21 - 220	6 - 62	7 - 37	
U			0,16	0,2 - 4	0,1 - 1,6	0,01 - 0,2	
Th			0,05	0,4 - 7	0,1 - 5	0,03 - 0,2	
Cu		< 0,0003	8,5	8	63		4,0
Mo			3,4	4,6	2,8		16
Ni		< 0,001	420	6 - 25	< 10		
Fe			330	1 800	1 340		
Mg			400	1 700	380		
Al			50	4 300	520		
Ti			250	290	70		
Se		< 0,0005	2,5	3			



### 4.3 Utsläpp av kolmonoxid

Litteratursökningen har resulterat i de utsläppsvärden som redovisas i tabell 4.5.

Eftersom CO-utsläppen bl a är beroende av förbränningsförhållandena blir det större eller mindre spridning i mätresultaten även för ett och samma bränsle och för en och samma pannstorlek. Största spridningen finns bland biobränslen.

Tabell 4.5. Utsläpp av kolmonoxid (CO) vid förbränning av olika bränslen (Ref. inom parentes)

	Utsläpp i mg/MJ för				
	Kol	Olja	Naturgas	Torv	Biobränslen
<b>Småpannor (villapannor)</b>	–	15 - 50 (3, 7, 19)	5 - 50 (1, 3, 7, 19, 27)		500 - 1 250 (3,19)
<b>Brasor, kaminer</b>					1 600 - 6 000 (7, 12)
<b>Medelstora pannor (100 kW - 10 MW)</b>	100 (13)		1 - 50 (1)		
ca 500 kW		10 (12)			1 200 (10)
ca 1 MW		12 (13)			2 600 - 4 200 (10)
2 MW		5 (12)			4 700 (3, 10, 19)
Halm					6 000 (10)
5 - 10 MW		15 (13)		24 - 75 (7 - 10)	100 - 500 (3, 7, 19)
Svävbädd				13 (7)	
<b>Större pannor (&gt; 10 MW)</b>	5 - 18 (13)	5 - 17 (7, 13)	1 - 50 (3,7,12,13,16,19)		10 - 100 (16)
Rosteldning	25 - 100 (7, 12)				30 - 900 (3, 7,10, 12, 19)
Pulvereldning	25 - 100 (7, 12)				< 15 (3, 19)
Svävbädd	35 - 100 (7, 12)				< 90 (3, 19)

Generellt kan sägas att olja och naturgas uppvisar låga värden, kol och torv något högre och biobränslen de högsta värdena.

Goda förbränningsförhållanden gör att man kan räkna med de lägre värdena i de fall intervall redovisas i tabellen. Generellt kan

också sägas att större pannor i allmänhet har bättre förbränningskontroll än mindre, vilket också kan utläsas ur tabellen. Således kan stora biobränsleeldade, bra pannor, ha CO-utsläpp i storleksordningen 10-100 mg/MJ, medan mindre sådana i allmänhet hamnar över 1 000 mg/MJ.

Naturgaspannor har normalt goda förbränningsförhållanden oberoende av storlek, vilket återspeglas i att CO-halterna för moderna, rätt inställda pannor ligger mellan 1 och 5 mg/MJ. Värdet upp mot 50 mg/MJ förekommer emellertid, vilket framgår av tabellen.

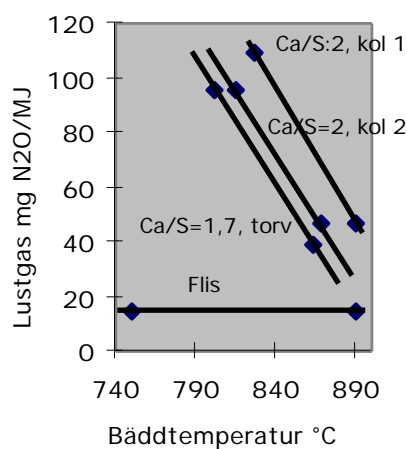
Skulle man rangordna medelstora och stora pannor med hänsyn till bränsleslag och med utgångspunkt från tabellens värden, skulle rangordningen bli: naturgas, olja, torv, kol och biobränslen där naturgasen har lägst värden.

#### 4.4 Utsläpp av dikväveoxid

Ett antal mätningar har gjorts av N<sub>2</sub>O-utsläpp från olika typer av förbränningsanläggningar. Redovisningar finns bl a i referenserna 7 och 8.

Figur 4.1 från ref 8 visar resultatet av mätningar på en CFB-panna i Örebro med effekten 165 MW. Som synes varierar N<sub>2</sub>O-halten med bäddtemperaturen för kol och torv, medan den ligger konstant och på en relativt låg nivå för flis.

Fig 4.1. N<sub>2</sub>O-emission som funktion av bäddtemperatur



Tabell 4.6. N<sub>2</sub>O-utsläpp från olika anläggningar (Ref 7)

Bränsle	Anläggning	Effekt	N <sub>2</sub> O mg/MJ
Olja	Liten panna	30 kW	2
Olja	Större panna	12 MW	15
Olja	Större panna	50 MW	2
Olja	Större panna	70 MW	16
Träflis	Rosteldning	6 MW	4
Träflis	Panna med förugn	30 MW	5
Ved	Kakelugn		5
Naturgas	Större panna	150 MW	2
Naturgas	Villapanna		6

I referens 7 redovisas mätningar på 17 anläggningar representerande 7 olika slags bränslen: olja, kol (pulver och styckekol), träflis, ved, torv, naturgas och svartlut. I tabell 4.6 sammanfattas mätmedelvärdena för de anläggningar som eldades med olja, träflis, ved och naturgas, varvid enstaka, udda mätvärden gallrats bort.

Tabell 4.7. Uppskattning av N<sub>2</sub>O-utsläpp från olika anläggningstyper

Typ	Olja mg/MJ	Natur- gas mg/MJ	Flis mg/MJ
Mindre pannor	2	2	3
Medelstora pannor	2	2	3
Stora pannor	10	3	
Svävbäddar	–	–	10
Kombianläggningar (GT+ÅT)	2	2	13 –

Det är svårt att dra entydiga slutsatser av resultatet i tabell 4.6. Samtliga bränslen uppvisar nivåer inom 2 - 6 mg/MJ utom olja där värden upp till 16 mg/MJ förekommer för större pannor.

Ytterligare N<sub>2</sub>O-data har hämtats från referenserna 1 och 3 samt 13 - 19. Baserat på samtliga angivna referenser torde den ungefärliga emissionsbilden för nyare, väl intrimmade pannor vara den som visas i tabell 4.7.

#### 4.5 Utsläpp av ammoniak (NH<sub>3</sub>)

För fossileldade anläggningar med tillsats av ammoniak för NO<sub>x</sub>-rening (selektiv katalytisk eller icke katalytisk rening, SCR resp SNCR) består ammoniakutsläppet av sådan ammoniak som inte reagerat med kväveoxiderna.

I den för detta projekt granskade litteraturen behandlas ammoniakutsläpp från fossileldade anläggningar med SCR eller SNCR i referenserna 3, 16 och 19. Samtliga anger utsläpp i storleksordningen 2 mg/MJ för alla tre bränslena kol, olja och naturgas.

Eftersom möjligheten att uppnå låga NO<sub>x</sub>-utsläpp utan att tillgripa reningsmetoder är större för naturgas än för olja och kol, torde man kunna utgå från att naturgasanvändning i genomsnitt ger lägre ammoniakutsläpp än olje- och kolanvändning.

I referens 10 redovisas NH<sub>3</sub>-mätningar som utförts på biobränsleeldade pannor. Ammoniaken har i det här fallet bildats genom reaktioner i samband med förbränningsprocessen. I tabell 4.8 återges förutom värden för NH<sub>3</sub> även utsläppsvärden för SO<sub>2</sub>.

Tabell 4.8. Utsläpp av ammoniak och svaveldioxid från pannor eldade med biobränsle (Ref 10)

Panna	Effekt, MW	NH <sub>3</sub> mg/MJ	SO <sub>2</sub> mg/MJ
Fastbränslepanna eldad med	2		
rödklöverhalm		30 - 65	0
halm		1 - 44	0
träbriketter		2 - 6	32 - 47
spannmålsavrens		0	95 -115
Flispanna	0,3	2 - 10	0
Flispanna	1	10 - 32	0
Barkpanna	5	68 - 74	0

Höga NH<sub>3</sub>-värden i tabellen indikerar ogynnsamma förbränningsförhållanden. Resultatet är intressant så tillvida att hög halt av NH<sub>3</sub> har en reducerande verkan på SO<sub>2</sub>-halten. Bränslena som användes vid proven hade ett relativt högt innehåll av svavel.

#### 4.6 Utsläpp av klorväten

Mängden utsläppta klorväten sammanhänger med bränslets klorinnehåll samt förekomsten av utrustning för rökgasrening, framför allt rökgasavsvavling. Rökgasavsvavling kan reducera klorväteutsläppet med en faktor 10.

Klorinnehållet i kol varierar mellan 0,003 % och 0,4 %, dvs mer än en faktor 100, beroende på varifrån kolet kommer (ref 13). 99 % av klorvätet förflyktigas vid förbränningen och om rökgasavsvavling förekommer så absorberas ca 90 % i reningsutrustningen.

I ref 13 anges normala klorhalter i olja till 4 ppm (4 mg/kg) och 90 ppm (90 mg/kg)

för lätt- resp tjockolja. Om rökgaskondensering förekommer antas allt klorväte fällas ut i kondensatet, dvs ingen del kommer ut till omgivningen via rökgaserna.

Klorinnehåll i biobränslen anges av ref 34 till 0,25 - 1 % i rivningsvirke och halm samt till 0 - 0,1 % i skogsbränslen. I vissa fall förekommer rening av HCl för att utsläppen ej skall bli otillåtligt höga (gäller vissa länder, se ref 13).

Med utgångspunkt från uppgifterna ovan blir då klorväteutsläppen enligt tabell 4.9.

#### 4.7 Utsläpp av kol-svavel-föreningar och svavelväte

Den enda litteraturupplösning som stått att finna om utsläpp av kol-svavel-föreningar är en IVL-rapport (ref 7) som redovisar utsläpp av koldisulfid (CS<sub>2</sub>) och karbonylsulfid (COS) från sjutton olika förbränningsanläggningar.

Tabell 4.9. Utsläpp av klorväten (HCl)  
(Ref 13, 34)

Bränsle m m	Utsläpp mg/MJ
<u>Kol</u>	
Kraftverk med rökgasavsvavling	4 - 40
Mindre anläggningar utan rökgasavsvavling	40 - 200
<u>Olja</u>	
Lätt eldningsolja, ingen kondensering	0,1
- " - med rökgaskondensering	0
Tung eldningsolja, utan rökgasavsvavling	1
- " - med rökgasavsvavling	0,1
<u>Biobränslen</u>	
Skogsbränslen	< 2,5
Rivningsvirke, halm m m	50 - 500
- " - med HCl-rening	< 10
<u>Naturgas</u>	
Alla anläggningstyper	0

För COS redovisas värden enligt tabell 4.10.

Tabell 4.10. Utsläpp av karbonsulfid (COS)  
(Ref 7)

Bränsle	Anläggning	Effekt	COS, µg/MJ
Olja	Liten panna	30 kW	< 3
Olja	Större pannor	12 - 70 MW	43 - 57
Kolpulver	Panna	90 MW	66
Kol	Rosteldning		88
Kol	Svävbädd	50 MW	72
Träflis	Rosteldning	6 - 30 MW	63 - 70
Torv	Rosteldning	6 MW	90
Torv	Svävbädd	42 MW	51
Naturgas	Större panna	150 MW	51
Naturgas	Villapanna		51

Resultatet visar att COS-emissionerna ligger inom intervallet 43 - 90 µg/MJ och att det inte går att dra några entydiga slutsatser vare sig med avseende på bränslesort, anläggningstyp eller storlek. Enda undantaget utgör den mindre oljeeldade pannan där utsläppet var mindre än 3 µg/MJ.

När det gäller utsläpp av koldisulfid låg dessa vid mätningarna under detekteringsgränsen för alla undersökta anläggningar (< 3 ppbv eller < 3 µg/MJ).

Av de studerade referenserna anger endast referens 13 en uppgift på utsläpp av svavelväte. Uppgiften avser en mindre koleldad anläggning utan rökgasrening där H<sub>2</sub>S-utsläppet anges till 1 - 2 mg/MJ. Jämförelsematerial för klassning av de olika bränslena finns således inte.

#### 4.8. Utsläpp av dioxiner

Som nämnts tidigare förutsätter bildning av dioxiner att klor finns närvarande i bränslet. Klor finns i kol, olja, biobränslen och avfall. Skogsbränsle innehåller normalt mindre än 100 mg klor per kg (100 ppm), medan "gammalt" trä (rivningsvirke, impregnerat trä och dyl) kan innehålla upp till

4 000 mg/kg och kommunalt avfall ännu mer.

Naturgas innehåller inget klor eller klorföreningar. Däremot kan avgaserna eller kondensatet vid kondenserande pannor innehålla små mängder klorid. Detta har bl a påvisats vid villapannor och det beror på förbränningsluften som kanske tas från en tvättstuga där tvättmedel orsakar ökad kloridhalt i luften.

I Sverige, Finland och Danmark har gjorts ett antal mätningar av dioxinutsläpp från anläggningar eldade med biobränslen (ref 23, 29 och 30). Resultaten redovisas nedan. Även om redovisade utsläppsmängder är små (redovisas i ng där 1 ng = 0,001 µg) ska man observera att tillåtet dioxinutsläpp från avfallsanläggningar i Sverige är 0,1 ng TE/Nm<sup>3</sup>.

I de fall resultat i referenserna angetts i ng/Nm<sup>3</sup> har de här approximativt räknats om till ng/MJ genom sambandet [ng/MJ] = 0,5 x [ng/Nm<sup>3</sup>]

I Sverige har SP (dåvarande Statens Provingsanstalt) gjort dioxinmätningar på en modern vedeldad villapanna (ref 30). Resultatet låg under detektionsgränsen, vilket

innebär < 0,02 ng TE/Nm<sup>3</sup> eller < 0,01 ng TE/MJ.

I Danmark har mätningar gjorts på kaminer (i enfamiljshus) eldade med bl a avfallsträ (rivningsvirke m m), briketter av hushålls-avfall och nytt lövträ.

Resultatet blev följande:

Avfallsträ	50 ng TE/MJ
Avfallsbriketter	10 ng TE/MJ
Lövträ	100 ng TE/MJ

Utsläppen från dessa kaminer överstiger således det tidigare nämnda gränsvärdet (0,05 ng TE/MJ) högst betydligt.

De finska mätningarna har gjorts på en 4 MW svävbäddspanna försedd med elektrofilter för partikelrening. Mätningarna gjordes för flis och torv med olika inblandning-av RDF, dvs Refuse Derived Fuel (Förädlat kommunalt avfall där bl a järn och organiskt material avlägsnats). Några av mätresultaten redovisas i tabell 4.11.

Tabell 4.11. Utsläpp av dioxiner från 4 MW svävbädd

Bränsle	Klorinnehåll %	Dioxinutsläpp ng TE/MJ
Flis	0,04	0
Flis/RDF 50/50	0,33	0,03
Torv	0,03	0
Torv/RDF 70/30	0,1	0,01

I övrigt finns litteraturuppgifter om dioxinutsläpp där i vissa fall hänvisningar sker till utförda mätningar. För naturgas,

olja, kol och bibränslen redovisas värden i tabell 4.12.

Tabell 4.12. Utsläpp av dioxiner från olika bränslen

Bränsle	Anläggning	Dioxinutsläpp [ng TE/MJ]	Referens
Naturgas	Villapanna	0,0014 - 0,0020	3
- " -	Generellt	0,00003	13
Olja	Industri	0,0005	13
- " -	Kondenserande panna	0,00005	13
Kol	Pulver , > 50 MW	< 0,04	12
- " -	- " - kraftverk	0,005	13
- " -	Industri	0,02 - 1,7	13
Biobränsle	Trädbränsle, nytt	0,002 - 0,5	34
- " -	Rivningsvirke, liten anläggning	9	34
- " -	- " - , stor anläggning med SNCR	0,02	34
- " -	Halm 400 kW utan rening	0,5	12
- " -	Halm 400 kW med textilfilter	0,005	12

En slutsats av mätresultaten är att naturgas och olja ger extremt låga dioxinutsläpp. Om förbränningsluften för en naturgaspanna är fri från klorföreningar kan dioxinutsläppet betraktas som noll.

Dioxinutsläppen från kolförbränning varierar från storleksordningen 0,005 ng TE/MJ för större kraftverk med rökgasrening till nära 2 ng TE/MJ för industri- anläggningar.

Biobränslen uppvisar ett mycket brett variationsområde, från mycket låga värden (0,002 ng TE/MJ) till extremt höga värden (100 ng TE/MJ). Utsläppsmängderna beror på förbränningstyp, bränslets klorinnehåll och eventuell förekomst av rökgasrening.

En rangordning som grundar sig på medelvärden av ovan redovisade siffror skulle således bli naturgas, olja, kol, biobränslen, med det bästa bränslet nämnt först.

#### **4.9 Utsläpp av flyktiga organiska ämnen**

Här görs först en genomgång av enskilda redovisningar av PAH-utsläpp, varefter ett försök till generell sammanställning görs.

I ref 21 redovisas mätningar som utförts av det finska forskningscentrat VTT. Mätningarna har utförts av en och samma forskargrupp, varför de inbördes relationerna mellan mätvärdena torde vara med verkligheten överensstämmande. Undersökta anläggningar var hetvattencentraler, kraftverk och

kraftvärmeverk från 12 MW termisk effekt upp till 1 000 MW eleffekt.

Resultatet visas i tabell 4.13. I tabellen har även inkluderats värden för två mindre torvanläggningar. Dessa anläggningar ingick ej i mätprogrammet utan är värden som VTT inhämtat från annat håll.

*Tabell 4.13 PAH-utsläpp från hetvattencentraler, kraftverk och kraftvärmeverk (Ref 21)*

Bränsle	PAH-utsläpp, µg/MJ	
	Medel	Variation
Kol	15	7 - 24
Torv	6	1 - 8
Torv (svävbädd)	50	10 - 80
Naturgas	5	3 - 7
Torv (1 - 2 MW)		100 - 700
Torv (< 250 kW)		700 - 1 200

VTT's mätningar omfattade också svaveldioxid, kväveoxider och flygaska inkl tungmetaller. Även om svaveldioxid och kväveoxider ej ingår i föreliggande studie kan det vara intressant att återge en sammanfattande uppställning där VTT rangordnat olika bränslen efter sina emissionssegenskaper, se tabell 4.14.

Tabell 4.14. Relativa emissioner av ämnen med miljöpåverkan  
(x = lägsta emission, xxxx = största emission)  
(Ref 21)

Bränsle	Relativa emissioner av			
	svaveldioxid	kväveoxider	flygaska och tungmetaller	PAH
Naturgas	x	x	x	x
Tjockolja	xxxx	xx	xx	xx
Kol	xxx	xxxx	xxxx	xxx
Torv	xx	xxx	xxx	xxxx

Inte oväntat uppvisar således naturgas de lägsta emissionerna av de studerade ämnena.

I ref 24, som också grundar sig på uppgifter från VTT, redovisas PAH-värden enligt tabell 4.15.

Tabell 4.15. PAH-utsläpp från fjärrvärmecentraler (Ref 24)

Bränsle	Effekt MW	PAH, µg/MJ
Stycketorv	5	17 - 45
Mald torv	7	0,7 - 1,5
Flis	5	1 - 7
Sågavfall	10	5 - 10
Torv, svävbädd	3	3 - 150
Stycketorv	6	0,3 - 7

Ref 24 anger därutöver typiska PAH-värden för större kolanläggningar (320 MW) = 11 - 13 µg/MJ och för större torvanläggningar (35 MW) = 6 - 8 µg/MJ.

I Danmark har PAH-mätningar utförts på ett antal naturgaseldade anläggningar samt på en oljeeldad villapanna (ref 1). PAH-värdena avser gruppen PAH 2 (se avsnitt 3.9) och gäller således exklusive det icke cancerogena ämnet naftalen. Värdena framgår av tabell 4.16.

För villapannorna fastlades halten av Bensa-pyren (BaP) till 0,4 ng/Nm<sup>3</sup> rökgas (ng = 10<sup>-9</sup> g). Detta motsvarar ca 0,0002 µg/MJ.

Referens 27, som är en rapport från danska dk-teknik, har sammanställt resultaten av ett antal BaP-mätningar på naturgasanläggningar, se tabell 4.17.

Tabell 4.16. PAH 2-utsläpp från ett antal gaseldade och en oljeeldad anläggning  
(Ref 1)

Bränsle	Anläggningstyp	Effekt, kW	PAH, µg/MJ
Naturgas	Fläktbrännare	200	0,1
	Fiberbrännare	20	0,15
	Kanalbrännare	150	0,15
	Låg-NO <sub>x</sub> -brännare	32	0,15
	Villapanna		0,05
Olja	Villapanna		0,05



Tabell 4.17. BaP-utsläpp från naturgaseldning (Ref 27)

Typ	Effekt	BaP, µg/MJ
Hushåll Hushåll		0,19
		0,15
	9 kW	0,008
	47 kW	< 0,02
	58 kW	< 0,03
	1,2 MW	0,19
	2,3 MW	< 0,02
Kraftverk	35 MW	0,00003
		0,003 - 0,01

I Sverige har SP gjort en kartläggning av emissioner från bibränsleeldade anläggningar 0,5 - 10 MW (ref 10). Inom gruppen PAH har 38 ämnen identifierats och uppmätts. I tabell 4.18 redovisas PAH totalt och BaP.

För de rena bibränslena (dvs exklusive torv) varierar utsläppshalterna väsentligt, från 3 till 22 500 µg/MJ för PAH i sin helhet och från ca noll till 160 µg/MJ för BaP.

SP har även mätt på emissioner från vedeldade villapannor (ref 4). Resultatet återges i sammandrag i tabell 4.19.

Tabell 4.18. PAH- och BaP-utsläpp från bibränsleeldade anläggningar (Ref 10)

Bränsle	Effekt MW	PAH, µg/MJ	BaP, µg/MJ
Halm	1,5	8 200	53
Träbriketter	1,8	22 500	160
Träbriketter	0,5	44	2,3
Träflis	0,3	190	2,5
Träflis	1	1 000	24
Träflis, svävbädd	2	3,9	0
Bark	4,3	3,0	0
Träpellets	1,2	9,2	0
Träpulver	7,5	22	0,04
Torv	7	0,32	0

Tabell 4.19. PAH- och BaP-utsläpp från vedeldade villapannor  
(Ref 4)

Panntyp	PAH, $\mu\text{g}/\text{MJ}$	BaP, $\mu\text{g}/\text{MJ}$
Dagens "medelpanna" med direkteldning	60	10
Dagens "medelpanna" med ackumulerad eldning	20	1
Modern panna med direkteldning	80	3
Modern panna med ackumulerad eldning	20	0,5

I samband med övergång till direkt kol-dioxidgödsling i ett växthus uppvärmt av en 7 MW naturgaspanna gjordes PAH-mätningar i rökgaserna (ref 11). Resultatet blev

- PAH 0,005  $\mu\text{g}/\text{MJ}$
- BaP < 0,0005  $\mu\text{g}/\text{MJ}$

För att få med fler data för koleldning och oljeeldning återges här även värden från ref 13. Det skall dock observeras att dessa vär-

den ibland är av äldre datum och att vissa värden är schablonuppskattningar. Data återfinns i tabell 4.20.

Som framgår av tabellvärdena förekommer stora variationer i PAH- och BaP-utsläppen, även för ett och samma bränsle. I tabellerna 4.21 och 4.22 har variationsområdena sammanställts för de olika bränslena med en grov uppdelning i effektklasser.

Tabell 4.20. PAH- och BaP-utsläpp från kol- och oljeeldade anläggningar  
(Ref 13)

Anläggningstyp	Effekt	PAH, $\mu\text{g}/\text{MJ}$	BaP, $\mu\text{g}/\text{MJ}$
<u>Olja</u>			
Låg-NO <sub>x</sub> -panna	10 - 100 kW	0,46	0
Industripanna	1 MW	0,5	0,03
Industripanna, tjockolja	5 MW	0,5	0,03
Oljekraftverk			0
<u>Kol</u>			
Antracit	5 - 15 kW		0,1
Briketter	5 - 15 kW		20 - 40
Styckekol	1 - 10 MW		0,01
Kolkraftverk		1,0	0

Tabell 4.21. Variationsområden för PAH-utsläpp

Effektklass	PAH, µg/MJ				
	Kol	Olja	Naturgas	Biobränslen	Torv
Villapannor o dyl		0,05 - 0,5	0,05 - 0,15	20 - 1 000	700 - 1 200
Medelstora, 1 - 10 MW		0,5	0,005	1 - 22 500	0,3 - 700
Större, > 10 MW	7 - 24		3 - 7		1 - 80

Tabell 4.22. Variationsområden för BaP-utsläpp

Effektklass	BaP, µg/MJ				
	Kol	Olja	Naturgas	Biobränslen	Torv
Villapannor o dyl	0, 1 - 40	0	0 - 0,2	0,5 - 10	
Medelstora, 1 - 10 MW	0,01	0,03	0 - 0,2	0 - 160	0
Större, > 10 MW		0	0 - 0,01		

En entydig slutsats torde vara att biobränslen och torv i genomsnitt ger väsentligt större PAH-utsläpp än de fossila bränslena. En rangordning mellan de senare förefaller vara naturgas - olja - kol med naturgas som "bästa" bränsle. Detta påstående styrks också av tabell 4.14 där man från VTT's sida kommit till samma slutsats. Vad gäller BaP är bilden otydligare men en medel-värdesbildning tyder på att biobränslen i genomsnitt har de högsta utsläppen. Även små koleldade pannor uppvisar emellertid relativt höga värden. För torv finns allt för få mätvärden för att man skall kunna uttala sig. När det gäller medelstora och stora pannor är det svårt att rangordna naturgas, olja och kol. Om man antar att det finns en koppling mellan PAH totalt och BaP-komponenten så skulle emellertid rangordningen bli samma som för PAH, dvs naturgas "bäst" följt av olja och kol i nu nämnd ordning.

## 5. Diskussion och slutsatser

Som sagts redan inledningsvis gör rapporten inga anspråk på att redovisa kvantita-

tivt oantastliga värden på utsläpp av oreglerade ämnen vid förbränning av olika bränslen. Liksom vid "reglerade" ämnen såsom svavel, kväveoxider och koldioxid beror de specifika utsläppsmängderna på många faktorer varav bränslets föroreningsinnehåll, vald förbränningsteknik och förekomsten av rökgasrening tillhör de viktigaste.

Naturgas innehåller extremt låga halter av olika slags föroreningar. Det visar sig framför allt vid kartläggning av utsläpp av stoft, metaller, svavelföreningar och klorföreningar. De svavelföreningar som kan påvisas i avgaser från naturgasförbränning härstammar i princip från odöriseringsmedlet och spår av klorider i avgaserna kommer från förbränningsluftens kloridinnehåll. Vad gäller stoft och metaller visar studien att även vid stoftavskiljning eller annan rökgasrening är i allmänhet stoftutsläppen från olja och fasta bränslen större än från naturgas (utan stoftavskiljning).

Även vid utsläpp som i huvudsak är beroende av förbränningstekniken har i genomsnitt naturgas de lägsta värdena. Det gäller framför allt kolmonoxid och flyktiga orga-

niska kolföreningar. Olja uppvisar relativt låga värden, medan bibränslen genomgående har högre värden och i flera fall extremt höga värden.

Olika föroreningsämnen har olika typer av miljöpåverkan och då det gäller påverkan på människans hälsa har de olika grad av toxicitet eller cancerogenitet. Om inte utsläppsbilden för naturgasens del varit så entydig jämfört med andra bränslen skulle det varit svårt att placera in den i ett påverkansschema för olika bränsles miljö- och hälsoeffekter. Nu har studien visat att naturgas så gott som genomgående har de lägsta utsläppsvärdena av alla här studerade utsläpp, varför en entydig slutsats blir att naturgas har de lägsta omgivnings-effekterna räknat per enhet tillförd energi. Som nummer två placerar sig överslagsmässigt olja, medan rangordningen mellan kol, torv och bio-bränslen i miljöhänsende (dvs ej enbart emissionsmässigt) ej kan avgöras utan mer ingående studier av sambanden utsläpp/miljöeffekter.

De specifika utsläppen har i studien relaterats till tillförd bränsleenergi, i allmänhet uttryckt som mg/MJ. Vid detta betraktelsesätt tas ingen hänsyn till verkningsgraden vid omvandlingen från bränsleenergi till nyttig energi. Vid naturgasförbränning uppnås vanligen högre verkningsgrad än vid andra bränslen, vilket ett antal mätningar och andra studier bekräftat. Ibland uppnås även kvalitetsförbättringar, speciellt i industriella processer, vilket exempelvis kan medföra färre kassationer. Ett annat exempel är naturgasdrivna sk kombikraftverk där utmatad elenergi kan utgöra upp emot 60 % av inmatad bränsleenergi. För fastbränsleeldade kraftverk uppgår elverkningsgraden till drygt 40 %. För en och samma elutmatning blir således primär-energiåtgången betydligt lägre för naturgasen, vilket i och för sig också ger lägre emissioner av skadliga ämnen.

Sammantaget kan alltså konstateras att vad gäller miljö- och hälsopåverkan från "oreglerade" emissioner så är den totalt sett lägre från naturgas än från övriga här studerade bränslen, dvs kol, olja, biobränslen

och torv. Detta faktum accentueras ytterligare om man tar i beaktande naturgasens höga verkningsgrad vid omvandling från bränsleenergi till nyttig energi. Slutsatsen är av kvalitativ natur, dvs något försök att kvantifiera något av bränslenas miljöeffekter har ej gjorts.

Eftersom resultatet av studien är tänkt att användas i diskussioner om miljörelaterade skatter och avgifter för olika bränslen bör även den praktiska tillämpbarheten beröras.

Nuvarande svavelskatt baseras på bränslets innehåll av svavel. Att mäta svavelinnehållet är relativt enkelt och görs av producenten eller leverantören av bränslet ifråga. Vid anläggningar med rökgasavsvavling, dvs i allmänhet större anläggningar, mäts svavelhalten i utgående rökgaser och skatten reduceras motsvarande mängden infångat svavel. Eftersom det här rör sig om stora anläggningar blir kostnaden för mätningen relativt sett blygsam.

Kväveoxidavgiften baseras på utsläppsmängden och den fastställs för större anläggningar vanligen genom mätningar i rökgaserna. Även här gäller att mätningen innebär en relativt liten kostnad jämfört med andra driftkostnader. För anläggningar utan mätutrustning baseras kväveoxidavgiften på ett schablonutsläpp om 250 mg NO<sub>2</sub> per MJ tillförd bränsle och oberoende av bränslesort.

För koldioxidskatten finns fastlagda värden för olika bränslen. Skatten anges per vikts- eller volymenhet av bränslet och baseras på genomsnittliga, framräknade utsläppsvärden för de olika bränslena, där bl a bränslets relativa innehåll av kolatomer spelar en avgörande roll. Mätningar i rökgaserna förekommer således inte.

När det gäller oreglerade ämnen blir bilden mer komplicerad. Här skall inte anges konkreta förslag till metoder utan endast göras några allmänna reflektioner.

För utsläpp som sammanhänger med föroreningar i bränslet skulle man, liksom vid

svavelutsläpp, i princip kunna fastställa en skatt eller avgift proportionell mot föroreningsinnehållet. Eftersom olika föroreningar har olika toxicitet eller olika andra miljöegenskaper måste man emellertid känna till fördelningen mellan de olika ämnena i bränslet ifråga. Fördelningen och ibland även absolutmängden kan variera kraftigt till och med mellan bränsleleveranser från ett och samma ställe, varför det fordras ett stort antal mätningar. Skulle det finnas rökgasrening vid en anläggning kompliceras bilden ytterligare eftersom reningsgraden för de olika föroreningarna kan vara olika. En annan komplikation kan vara förekomsten av avgaskondensering då vissa föroreningar fälls ut i kondensatet och ej når omgivningen via luften. Den enda helt tillförlitliga metoden är således mätningar i utgående rökgaser, vilket ställer sig kostsamt speciellt för mindre anläggningar.

För utsläpp som beror på förbränningsförhållandena kan av naturliga skäl skatten eller avgiften inte relateras till någon bränsleparameter. Här kan en jämförelse göras med kväveoxidutsläppen där avgiften alltså bestäms genom i första hand utsläppsmätningar. Att mäta t ex PAH och BaP är emellertid dyrt och komplicerat. Möjligen skulle man kunna mäta individuellt på mycket stora anläggningar. För mindre anläggningar skulle man i princip kunna tänka sig typprovningar men de verkliga utsläppen sammanhänger sedan med hur anläggningarna körs i verkligheten. Ett typgodkännande enligt dagens normer innebär dessutom endast att utsläppen ligger under en viss maximalt tillåten nivå, dvs ingen åtskillnad görs mellan anläggningar som har olika stora utsläpp under tillätlighetsgränsen.

En praktiskt framkomlig väg skulle kunna vara att tillskriva olika bränslen "miljövärden" (för oreglerade emissioner) av schablonmässig art. Närmaste liknelse är det ovan nämnda schablonmässiga kväveoxidutsläppet, som baseras på praktiska erfarenheter från ett större antal anläggningar. Genom att utgå från ett stort antal mätningar (redan genomförda och ev kompletterande) skulle man kunna få fram gene-

rella miljöprofiler för de olika bränslena. En "tilläggsavgift" utöver de för svavel, kväveoxider och koldioxid etablerade skulle sedan kunna tas ut i relation till de externa kostnader som respektive utsläpp ger upphov till.

## 6. Referenser

1. Jan Jensen  
Energi- og miljøoversigt  
Projektrapport  
Dansk Gasteknisk Center, nov 1994
2. Partiklar och hälsa - ett angeläget problem att undersöka  
Rapport nr 5  
Skandias Miljökommission, 4 nov 1996
3. Anna-Karin Hjalmarsson, Staffan Svensson  
Hälsorisker med biobränsle respektive naturgas  
ÅF-rapport, 7 april 1997
4. Lars Ehrenberg, Margareta Törnquist  
Småskalig vedeldning och cancerrisker  
Naturvårdsverket, rapport 4224, 1993
5. Katarina Victorin  
Hälsorisker till följd av vedförbränning  
Naturvårdsverket, rapport 4223, 1993
6. J S Joyce  
Environmental Benefits of Combined - Cycle Electrical Generation  
Round Table Paper vid Världsgaskonferensen i Milano, juni 1994
7. Karin Dahlberg m fl  
Emissions of N<sub>2</sub>O, CO, CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> and CS<sub>2</sub> from Stationary Combustion Sources  
IVL Report L 88/161, May 1988
8. Svensk Energiutveckling  
Åtgärder för minskning och övervakning av emissioner från förbränningsanläggningar  
SEU rapport, februari 1992
9. Lennart Gustavsson  
Konvertering till naturgas - Förändringar i prestanda och emissioner  
Värmeforsk rapport nr 381, nov 1990
10. Mats-Lennart Karlsson m fl  
Emissioner från biobränsleeldade anläggningar mellan 0,5 och 10 MW  
SP rapport 1992:46
11. Rolf E Andersson  
Luftkvalitetsmätning i växthus vid koldioxidgödsling med förbränningsgas  
VIAC-rapport 1990-07-17
12. Birgitte Holm Christensen  
Energi og Miljø i Norden  
Nordisk Gasteknisk Center, rapport maj 1991
13. R Frischknecht et al  
Ökoinventare für Energiesysteme  
Eidgenössische Technische Hochschule (ETH), Zürich  
2. Auflage, März 1995
14. Henrik Meyer m fl  
Omkostningsopgørelse for miljøeksternaliteter i forbindelse med energiproduktion  
Risø, Roskilde, rapport R-770 (DA) september 1994
15. Judith Bates  
Full Fuel Cycle Atmospheric Emissions from UK Electricity Generation  
ETSU, Harwell, UK  
ETSU-R-88, July 1995
16. Henrik Harnevie m fl  
Miljöjämförelse baserad på livscykelanalys för Göteborgs framtida el- och värmeproduktion  
Miljökonsulerna, rapport R97-043, 1997-07-04
17. Britt-Marie Brännström-Norberg  
Livscykelanalys för Vattenfalls elproduktion  
Vattenfall, sammanfattande rapport 1996-12-20
18. European Commission  
ExternE - Externalities of Energy  
Compiled by ETSU, UK  
EUR 16520 EN, 1995
19. Ann Bohlin m fl  
Energi och Miljö. Miljökonsekvenser vid användning av naturgas, biobränslen olja och kol  
ÅF-Energikonsult, 4 december 1995
20. Mats-Lennart Karlsson  
VOC-utsläpp vid olje- och gaseldning

21. E Häsänen et al  
Emissions from Power Plants Fueled by Peat, Coal, Natural Gas and Oil  
The Science of the Total Environment 54 (1986) p 29-51
22. Raili Vesterinen  
Emissions of Metals and Hydrocarbons and their Measurement  
Paper at VTT Symposium 56, Reduction of Harmful Gas Emissions, Espoo, Finland, June 12-13, 1984
23. Raili Vesterinen  
Organic Emissions from Co-Combustion of RDF with Wood Chips  
Chemosphere, Vol 32, No. 4, pp 681 - 689, 1996
24. Raili Vesterinen  
Emissions from Wood and Peat-fired Heating Plants  
SOU 37 (1): p 11 - 18, 1986
25. Raili Vesterinen  
Emissions from the Small Scale Combustion of Wood and Peat  
Proceedings of Bioenergy 84, 15 - 21 June, 1984, Göteborg, Sweden
26. Raili Vesterinen  
The Formation of Emissions from Combustion of Wood and Peat at District Heating Plants  
Proceedings of the Peat and the Environment 1995  
International Peat Society Symposium, Sept 17 - 20, 1985
27. Birgitte Holm Christensen  
Dannelse af POM og NO<sub>x</sub> ved forbrænding af naturgas i procesbrændere  
dk-TEKNIK, rapport maj 1990
28. Lisa M Campbell et al  
Preliminary Assessment of Air Toxic Emissions in the Natural Gas Industry  
Gas Research Institute, Chicago, USA  
Report GRI -94/0268
29. Otto Dyrnum m fl  
Emissionsundersøgelse for pejse og brændeovne. Dioxin, PAH og mutagen aktivitet  
Miljöprojekt nr 149  
Miljöstyrelsen, Danmark 1990
30. Mats-Lennart Karlsson, Lennart Gustavsson  
Karaktärisering av rökgas från vedpannor  
SP Rapport 1992:49
31. Gunseli Sagun Shareef  
Measurement of Air Toxic Emissions from Natural Gas-Fired Internal Combustion Engines at Natural Gas Transmission and Storage Facilities  
Gas Research Institute, Chicago, USA  
Rapport GRI -96/0009.1, Feb 1996
32. Kathy R Ferry et al  
Measurement of Air Toxic Emissions from Combustion Equipment of Natural Gas Processing Plants  
Gas Research Institute, Chicago, USA  
Report GRI -96/0010.1, Nov 1997
33. Mona Olsson och Eva Marie Persson  
Utsläpp av oförbrända kolväten vid biobränsleledning  
Värmeforsk rapport nr 410, oktober 1991
34. Thomas Nussbaumer  
Emissions from Biomass Combustion  
IEA Biomass Agreement  
Final report 1992 - 1994
35. Eurogas  
Natural Gas In Western Europe  
1997 Publication of gas statistics & prospects