Bättre klimat, miljö och hälsa med alternativa drivmedel

bilaga

SOU 1996:184

Bilagor till
Betänkande av
Alternativbränsleutredningen

KUNGL.
BIBLIOTEKET
STOCKHOLM

B: SOU
1996:184
Bilagor

Statens offentliga utredningar
1996:184
Miljödepartementet

Bättre klimat, miljö och hälsa med alternativa drivmedel

Bilagor

Bilagor till betänkande av Alternativbränsleutredningen
Stockholm 1997

SOU och Ds kan köpas från Fritzes kundtjänst. För remissutsändningar av SOU och Ds svarar Fritzes, Offentliga Publikationer, på uppdrag av Regeringskansliets förvaltningsavdelning.

Beställningsadress: Fritzes kundtjänst
106 47 Stockholm
Orderfax: 08-690 91 91
Ordertel: 08-690 91 90

ISBN 91-38-20683-8
ISSN 0375-250X

gotab Stockholm 1997

TILL STATSRÅDET OCH CHEFEN FÖR MILJÖDEPARTEMENTET

Regeringen bemyndigade de 21 juni 1995 chefen för Miljödepartementet att tillkalla en särskild utredare med uppdrag att belysa alternativa bränslen och blandbränslens miljö- och hälsoegenskaper vid fordonsanvändning.

Betänkandet skulle enligt direktiven (Dir 1995:97) redovisas senast den 1 juli 1996. Regeringen har efter framställan från utredningen medgett förlängd tid för slutbetänkande till den 1 december 1996.

Utredningen har antagit namnet Alternativbränsleutredningen.

Den 28 januari 1997 överlämnade jag betänkandet Bättre klimat, miljö och hälsa med alternativa drivmedel (SOU 1996:184).

Härmed överlämnar jag bilagedelen till ovan nämnda betänkande

Stockholm september 1997

Karin Jonsson

/Björn Rehnlund

Innehåll

Avgasemissioner med alternativa drivmedel. AB Svensk Bilprovning, Motortestcenter

Miljövärderingssmatris för alternativa bränslens miljö- och hälsopåverkan, Alternativbränsleutredningen

Jämförande analys av producerade rapporter kring livscykelanalyser av drivmedel, Magnus Blinge, Chalmers Tekniska Högskola

Livscykelanalys av drivmedel, Magnus Blinge, Chalmers Tekniska Högskola

Litteratursammanställning: alternativa bränslen för motorfordon-korrosionsfrågor, Johan Tidblad, Korrosionsinstitutet

Provmetoder och emissioner vid användning av alternativa motorbränslen, Karl-Erik Egebäck, Tekniska högskolan Luleå, Roger Westerholm, Stockholms Universitet.

Bedömning av miljöpotentialen hos de alternativa drivmedlen biogas, etanol, metanol, naturgas, rapsmetylester och dimetyleter, Karl-Erik Egebäck, Tekniska Högskolan Luleå, Roger Westerholm, Stockholms Universitet.

Scenario för DME, dimetyleter, Strateco Utveckling AB

Erfarenheter från metanolintroduktionen i USA, Strateco Utveckling AB

Avgasemissioner med alternativa drivmedel

AB Svensk Bilprovning, Motortestcenter

Stockholm 1996

AB SVENSK BILPROVNING
MOTORTESTCENTER

Peter Ahlvik
Jacob Almén
Kerstin Grägg
Anders Laveskog

Februari 1996

AVGASEMISSIONER MED ALTERNATIVA BRÄNSLEN

INNEHÅLL

SAMMANFATTNING
1 INLEDNING 1
2 INTRODUKTION 1
2.1 Koloxid (CO) 1
2.2 Kolväten (HC) 1
2.3 Kväveoxider (NO_X) 2
2.4 Koldioxid (CO_2) 2
2.5 Oreglerade föroreningar 2
3 METODER 3
4 DAGENS TEKNIKNIVÅ - STATE-OF-THE-ART 3
4.1 Lätta fordon 3
4.2 Tunga fordon 8
5 FRAMTIDA TEKNIKNIVÅ 15
5.1 Lätta fordon 15
5.2 Tunga fordon 17
6 OREGLERADE EMISSIONER 19
6.1 Lätta fordon 19
6.1.1 Allmänt om oreglerade föroreningar i avgaser från bensindrivna personbilar. *19*
6.1.2 Polyaromatiska kolväten (PAH) *20*
6.1.3 Användning av oxygenater i blandbränslen *20*
6.1.4 Metanol och etanol *21*
6.1.5 Maximal syrehalt *21*

6.1.6 Gasbränslen 21
6.1.7 Sammanställning av oreglerade emissioner för lätta fordon 21
6.2 Tunga fordon 22
6.2.1 Analysmetoder för oreglerade emissioner 22
6.2.2 Miljöklassat dieselbränsle 23
6.2.3 Etanol 23
6.2.4 RME 23
6.2.5 Gasbränslen 23
6.2.6 Sammanställning av oreglerade emissioner för tunga fordon 24
7 SLUTSATSER 24
8 REFERENSER 25

TABELLFÖRTECKNING

Tabell 1: Dagens state-of-the-art emissionsnivå för olika drivmedel till lätta fordon. ---------- 5
Tabell 2: Dagens state-of-the-art emissionsnivå för olika drivmedel till tunga fordon. -------11
Tabell 3: Framtida state-of-the-art emissionsnivå för olika drivmedel till lätta fordon. ------16
Tabell 4: Framtida state-of-the-art emissionsnivå för olika drivmedel till tunga fordon. -----17
Tabell 5: Oreglerade emissioner för olika drivmedel till lätta fordon ----------22
Tabell 6: Oreglerade emissioner för olika drivmedel till tunga fordon. ----------24

FIGURFÖRTECKNING

Figur 1: ECE körcykeln ---------- 4
Figur 2: FTP-75 körcykeln ---------- 4
Figur 3: NO_X emissioner för lätta fordon - dagens teknik ---------- 6
Figur 4: VOC emissioner för lätta fordon - dagens teknik ---------- 6
Figur 5: CO emissioner för lätta fordon - dagens teknik ---------- 7
Figur 6: Partikelemissioner för lätta fordon - dagens teknik ---------- 7
Figur 7: ECE R49 cykeln ---------- 9
Figur 8: USA transient körcykeln ----------10
Figur 9: Braunschweigcykeln ----------10
Figur 10: NO_X emissioner för tunga fordon - dagens teknik ----------12
Figur 11: HC emissioner för tunga fordon - dagens teknik ----------12
Figur 12: CO emissioner för tunga fordon - dagens teknik ----------13
Figur 13: Partikelemissioner för tunga fordon - dagens teknik ----------13

BILAGOR

1 Inblandning av etrar i bensin

2 PAH och mutagena ämnen från bensin och diesel

3 Utsläpp av partiklar, PAH, mutagena ämnen mm från bensindrivna bilar. En jämförelse med dieseldrivna fordon.

4 Om bensin

SAMMANFATTNING

Motortestcenter (MTC), affärsområde inom AB Svensk Bilprovning (ASB), har på uppdrag av ***Alternativbränsleutredningen*** sammanställt denna skrift som behandlar avgasemissioner från fordon drivna med alternativa bränslen. Genomgången har begränsats till vårt eget material, litteratur som tillhandahållits av Alternativbränsleutredningen, samt övrig tillgänglig litteratur på MTC.

En uppdelning av fordonstyperna har gjorts i lätta och tunga fordon. Såväl reglerade som vissa oreglerade avgasemissioner har behandlats. Tidsmässigt har bedömningarna gjorts för dagens state-of-the-art teknik och för den framtida potentialen till år 2005.

Två referensalternativ har valts för varje kategori av fordon. För lätta fordon har en bensindriven ottomotor valts, och för tunga fordon en dieselmotor driven med dieselbränsle. Bensinbilen förutsätts ha katalysator med λ-sond, medan det tunga fordonet med dieselmotor saknar katalytisk rening. Katalysatorer, filter mm finns även i det senare fallet, men eftersom den tekniken används i begränsad omfattning har vi förutsatt att referensen inte har det. I bedömningarna har hänsyn tagits till att emissionsvärden försämras med tiden på grund av åldring mm. Likaså har vi beaktat att tillverkaren måste ta hänsyn till spridning i produktion och ha en viss marginal till gränsvärdet. Direkta jämförelser kan därför göras med gränsvärden.

Lätta fordon i dag

För lätta fordon har emissionsjämförelserna gjorts enligt den amerikanska FTP-75 körcykeln eftersom gränsvärdena för denna körcykel hittills varit hårdare än för den europeiska ECE körcykeln. NO_X emissionerna ligger tämligen lika för alla bränslen till motorer av otto-typ. Alkoholer har potential till något lägre NO_X emissioner än övriga kombinationer. För dieselmotorer ligger NO_X emissionerna väsentligt högre, och de högsta värdena erhålls med RME som dieselbränsle. Emissionerna av flyktiga organiska föreningar (VOC) är lägst för gasbränslen och dieselmotorer. Övriga motor- och bränslekombinationer är tämligen likvärdiga. Kallstartemissionerna av VOC för alkoholer ligger dock högre än för andra drivmedel och bör därför beaktas särskilt. CO emissionerna är högst för alkoholerna på grund av att startemissionerna ligger högre. Lägst är CO emissionerna för gasbränslen följt av dieselmotorbränslena och övriga alternativ är tämligen likvärdiga. Partikelemissionerna ligger som förväntat högst för dieselmotorbränslena. Dessa ligger en faktor 10 högre än de bästa motor- och bränslekombinationerna. Alkoholerna, gasbränslena och de reformulerade bensinerna ligger lägre än bensin av miljöklass 2 (eller 3).

Tunga fordon i dag

Emissionsjämförelserna för tunga fordon har gjorts enligt den europeiska ECE R49 körcykeln. NO_X emissionerna ligger för alla dieselmotor- och bränslekombinationer högre än för ottomotorer med alla typer av bränslen. RME ligger högst av alla dieselbränslen. Bäst är gasbränslena till ottomotorer medan alkoholerna ligger i mitten. Emissionerna av kolväten (HC) är lägst för bränslen till dieselmotorer och högst för gasbränslen. Partikelemissionerna ligger högst för dieselbränsle och RME utan partikelfilter i båda fallen. Alkoholer, DME (dimetyleter) och gasbränslen ligger väsentligt lägre än de förra kombinationerna vad gäller partikelemissioner och hälsofarliga ämnen i partiklarna.

Lätta fordon 2005

För motorer av otto-typ har alla bränslen en potential att i kombination med motormodifieringar ge mycket låga NO_x emissioner - väsentligt lägre än LEV och ULEV gränsvärdena. Allra lägst förväntas alkoholbränslena ligga. Dieselmotorer med dieselbränsle och RME ligger väsentligt högre än de tidigare nämnda kombinationerna, och ytterligare förbättringar behövs för att klara LEV/ULEV gränserna. En dieselmotor med DME har dock potential till nästan lika låga NO_x emissioner som ottomotorkombinationerna. Utsläppen av VOC kommer att ligga ungefär lika för alla motor- och bränslekombinationer och styrs av lagkraven. Emissionerna av CO kommer att minska för alla bränslen som följd av att åtgärder införs för att sänka HC emissionerna, och kommer att ligga långt under de föreslagna gränsvärdena. Partikelemissionerna kommer för alla motorer av otto-typ att ligga på en mycket låg nivå. Dieselmotorer med katalysator har en rimlig möjlighet att klara ULEV gränsen, och med ett partikelfilter kan man nästan nå ottomotorns nivå. En dieselmotor med DME förutsätts ligga på ottomotorns partikelemissionsnivå.

Tunga fordon 2005

NO_x emissionsnivån för dieselmotorer med dieselbränslen och RME förutsätts ligga i fas med föreslagna gränsvärden. Alkoholer har en potential till mer än en halvering av den nivån. Lägst förväntas ottomotorer för gasbränslen och dieselmotorer med DME ligga. I och med att katalysatorer i någon form kommer att finnas till lågemissionsfordon för alla motor- och bränslekombinationer kommer HC och CO emissionerna för dessa att ligga mycket lågt. De föreslagna partikelkraven kan klaras med dieselmotorer utan partikelfilter, men med filter minskas nivån avsevärt. Alkoholer, gasbränslen och DME kan ligga ytterligare något lägre.

Oreglerade emissioner

Bedömningarna av oreglerade emissioner har gjorts enbart för dagens tekniknivå. Eftersom emissionerna för många av motor- och bränslekombinationerna redan i dag ligger på eller under detektionsnivån är en uppskattning av den framtida nivån inte relevant. Hälsoeffekterna har delats upp i effekter på kort sikt (luftvägar mm) och lång sikt (cancer mm). En sammanvägning av nämnda hälsoeffekter har också gjorts. Något som direkt bör framhållas är att s k reformulering, dvs förbättrad sammansättning ur emissionssynpunkt, av de traditionella bränslena diesel och bensin ger en mycket stor inverkan på dessa bränslens hälsoeffekter.

För lätta fordon ger reformulerade bensinkvaliteter, alkoholer och gasbränslen bättre resultat än bensin av miljöklass 2 eller 3, medan dieselbränsle och RME är likvärdiga eller sämre.

För tunga fordon är referensen miljöklass 3 utan efterbehandlingsutrustning. Alla motor- och bränslekombinationer har bedömts vara bättre än denna. Införande av katalysator eller partikelfilter med katalytiskt beläggning i kombination med miljöklass 1 diesel ger också en stor effekt. Skillnader finns mellan de kombinationer som bedömts vara bättre än referensen, och här har möjligen gasbränslena en del fördelar framför andra bränslen.

Slutsatser

Vad som framkommit är att de flesta motor- och bränslekombinationerna har stor potential för framtida emissionsreduceringar. Att entydigt utse något enskilt bränsle till det miljömässigt bästa alternativet är svårt, särskilt som utsläppen bör betraktas i ett livscykelperspektiv. Därtill är det underlag som finns för reglerade och i synnerhet för oreglerade emissioner alltför begränsat. Behovet av FoU inom detta område är stort. Med det underlag som finns kan

möjligen sägas att gasbränslen i dag har ett viss försteg före andra bränslen. De främsta fördelarna är: kallstartemissioner för lätta fordon, reglerade emissioner för tunga fordon samt oreglerade emissioner för alla typer av fordon. Det relativa försprånget torde i någon mån kunna behållas även inom tidshorisonten till år 2005.

Inom överskådlig framtid, troligen förbi år 2005, kommer gamla bilar (personbilar utan katalysator) att stå för en dominerande del av avgasutsläppen i Sverige, främst när det gäller hälsofarliga föroreningar. För att minska hälsopåverkan från dessa fordon bör de försörjas med reformulerade bränslen. Eftermontering av reningsutrustning för såväl lätta som tunga fordon där så är nödvändigt och möjligt är en kompletterande lösning.

En förutsättning för att en positiv utveckling avseende alternativa bränslen skall komma till stånd är att Sverige i internationellt samarbete anger de framtida utvecklingslinjerna och kravnivåerna. Därigenom kan motor- och fordonstillverkare samt drivmedelsleverantörer koncentrera sina utvecklingsresurser och ges den framförhållning som är nödvändig för att - utveckla och producera kostnadseffektiva och väl fungerande lösningar.

Vår bedömning är dock att utvecklingen av motor- och bränslekoncept inte är den egentliga styrande faktorn utan det är i stället drivmedelsproduktion och uppbyggnad av infrastruktur för distributionen.

1 INLEDNING

Avgasemissionerna från transporter står för en stor andel (i vissa fall ökande) av de totala utsläppen (1-11[1]). Alternativa drivmedel kan ha en viktig roll i en strategi för att reducera emissionerna (12-16). Motortestcenter (MTC) har på uppdrag av Alternativbränsleutredningen sammanställt provningresultat med olika bränsle- och motorkombinationer. Genomgången har begränsats till vårt eget material, det som tillhandahållits av Alternativbränsleutredningen, samt den litteratur som funnits tillgänglig på MTC. Eftersom resultat saknas för en del av kombinationerna har uppskattningar m h a tillgänglig litteratur gjorts i stället. Ett problem i sammanhanget har varit att uppskatta emissionerna för blandbränslen med diesel och etanol. Den öppna litteratur som finns inom området är övervägande rätt ålderstigen eller innehåller inte relevanta data (17). De data som genererats på MTC och annorstädes inom ramen för KFB:s biodrivmedelsprogram har tyvärr t v belagts med sekretess. Det har därför under rådande omständigheter varit omöjligt för oss att överhuvudtaget göra någon uppskattning av emissionsbilden för dessa intressanta bränslen.

Bedömningarna av den framtida potentialen blir av förståeliga skäl mindre säkra än för dagens teknriknivå. De framtida bedömningarna har ej heller karaktären av en prognos för vad vi tror kommer att ske, utan är i stället en bedömning av vad som kommer att vara tekniskt möjligt. Framtida avgaskrav, miljöklasser, miljözoner mm krävs för att driva fram denna teknik, och en omfattande FoU krävs för att göra denna teknik kostnadseffektiv. Vi har i våra bedömningar försökt ta hänsyn till kostnadseffektiviteten hos framtida teknik och de emissionsnivåer som vi föreslår förutsätter inga extrema ökningar av kostnaderna för fordonen.

2 INTRODUKTION

Bilavgaser består av upp till 10% giftiga beståndsdelar, men från en varmkörd katalysatorbil är halterna kanske lägre än 1/100%. Dessutom består bilavgaser till ca 15% av koldioxid som är av intresse genom sitt bidrag till växthuseffekten. Så länge som fordon drivs med bensin och dieselolja är koldioxidutsläppet ungefär detsamma räknat per kilo bränsle och ca 10% högre för dieselolja om man räknar per liter på grund av dess högre densitet.

2.1 Koloxid (CO)

Koloxid är den avgasförorening som kunnat mätas längst tillbaka i tiden och vars giftverkningar från "kolos" och gengas varit välkända i generationer. Koloxid binder till de röda blodkropparna och försämrar blodets syretransportförmåga. Även i relativt låga halter är koloxid skadligt för personer med hjärt-kärlsjukdomar. De senaste årens införande av katalysatorbilar har dock gjort problemen mindre uttalade i gatumiljön. På parkeringsplatser och i parkeringshus med omgivningar kan dock problemen fortfarande vara allvarliga. Koloxid är en bra indikator på dålig förbränning och indikerar att andra ämnen, t ex cancerframkallande polyaromater, kan finnas i höga halter.

2.2 Kolväten (HC)

Kolväten är en benämning på alla de oförbrända och halvförbrända ämnen som finns i avgaser. Somliga, som metan, är helt ogiftiga, medan andra är cancerframkallande, som bensen, eller

[1] Siffror inom parentes avser referenser i referenslistan i slutet av denna rapport.

irriterande/allergiframkallande, som formaldehyd. Metan är emellertid en av växthusgaserna och därigenom oönskad från miljösynpunkt.

Orsaken till att kolväten redovisas i klump beror på att antalet föreningar (1000-tal eller 10.000-tal) gör analys av enskilda ämnen orimlig. Men också på att dagens analysinstrument är "kolräknare" och värderar alla kolväten relativt lika. Det har också visat sig att t ex katalysatorer minskar halten av de flesta föroreningar i samma grad och således att HC-värdet är en god indikator på hälsofarligheten av avgasernas kolvätedel när jämförelsen görs med samma bränsle.

2.3 Kväveoxider (NO_X)

De kväveoxider som finns i bilavgaser är till ca 90% kvävemonoxid (NO) och ca 10% kvävedioxid (NO_2). Kvävemonoxid är avsevärt mindre hälsoskadlig än kvävedioxid. I atmosfären omvandlas dock NO till NO_2 under inverkan av ytor, solljus, ozon mm. Kvävedioxiden är i högre halter retande på andningsorganen. Sådana halter uppmäts då och då i Sverige, t ex under inversionsförhållanden på västkusten. Även i lägre halter är kvävedioxid skadlig och den misstänks förlänga förkylningssjukdomar och orsaka cancer. Kväveoxider skadar också miljön genom såväl övergödning av skogsmark och vatten som försurning. Kvävedioxid potentierar svaveloxidernas frätande effekt på sand- och kalksten vilket över Europa sett troligen är en av de dyraste skadorna att åtgärda.

Det finns ytterligare en kväveoxid i bilavgaser som på senare tid uppmärksammats, nämligen dikväveoxid (N_2O eller lustgas), som bidrar till växthuseffekten. Den bildas både i mark och vatten från "nedregnad" NO_2 och kommer dessutom ut med avgaserna, speciellt från bilar med gamla och mindre effektiva katalysatorer. Lustgas är inte hälsofarlig som sådan - den har länge använts som milt smärtstillande medel inom sjukvården.

2.4 Koldioxid (CO_2)

Koldioxid är en ogiftig förening som bildas vid all fullständig förbränning av kolhaltiga ämnen, som olja, kol och ved. Den upptas av växterna vid fotosyntesen och binds i biomassan. Om man utnyttjar biologiska material som ved eller alkoholer som tillverkats av biologiska råvaror påskyndas naturens omsättning av koldioxid, men man får inget nettotillskott till atmosfären. Om veden skulle fått ligga kvar i skogen eller säden på åkern skulle den i alla fall ha omvandlats av svampar och bakterier till koldioxid och vatten inom några år. Om däremot olja eller kol av geologiskt ursprung förbränns frigörs koldioxid som varit bundna i årmiljoner och man förändrar atmosfärens sammansättning på ett sätt som kan förändra jordens klimat. Koldioxid tillhör växthusgaserna, dvs den bromsar upp värmeutstrålningen från jorden vilket höjer jordens medeltemperatur. Halten höjs årligen med 2 á 3 % vilket innebär att det kommer att krävas radikala åtgärder för att minska riskerna för en klimatkatastrof. Detta blir från I-världen sett speciellt allvarligt om man betraktar U-världens legitima krav på samma tillgång av bilar, uppvärmning, kyla och industriproduktion som vi i I-världen har. Att exempelvis ersätta 90% av dagens fossila bränslen med biobränslen är orealistiskt, det behövs sannolikt också en mycket kraftig besparing kombinerad med biobränslen för att uppnå de utsläpp av CO_2 som jorden långsiktigt klarar.

2.5 Oreglerade föroreningar

När man talar om oreglerade föroreningar menas alla enskilda kolväten och andra ämnen som t.ex. lustgas (N_2O) som inte har ett i författning fastställt gränsvärde för avgasutsläpp. Av de oreglerade föroreningarna är somliga relativt harmlösa från hälso- och miljösynpunkt, medan vissa som bensen och PAH är cancerframkallande och andra, som formaldehyd främst

allergiframkallande. Bränslet och motortypen betyder mycket för typen och mängden av oreglerade föroreningar. Även ändringar inom befintliga bränsletyper som av standardbensin till alkylatbensin och standarddiesel till miljöklass 1- diesel ger 80-90% minskningar av utsläppen av flera cancerogena oreglerade kolväten. De reglerade utsläppen av NO_X minskar 10-25% och kolväteutsläppen mätt som HC och CO-utsläppen förändras inte alls.

3 METODER

Vid utvärderingen av emissionsnivåerna har ett referensalternativ valts för respektive kategori av fordon. För lätta fordon har en bensindriven ottomotor valts och för tunga fordon en dieselmotor driven på dieselbränsle av miljöklass 3. Vissa emissionsförbättringar p g a reformuleringar av respektive bränsle har därmed intecknats i den framtida potentialen.

Som framtida scenario har valts en tidsperiod på ca 10 år eller år 2005. Inom denna tidshorisont torde inte referensalternativen ändras från bensin respektive diesel.

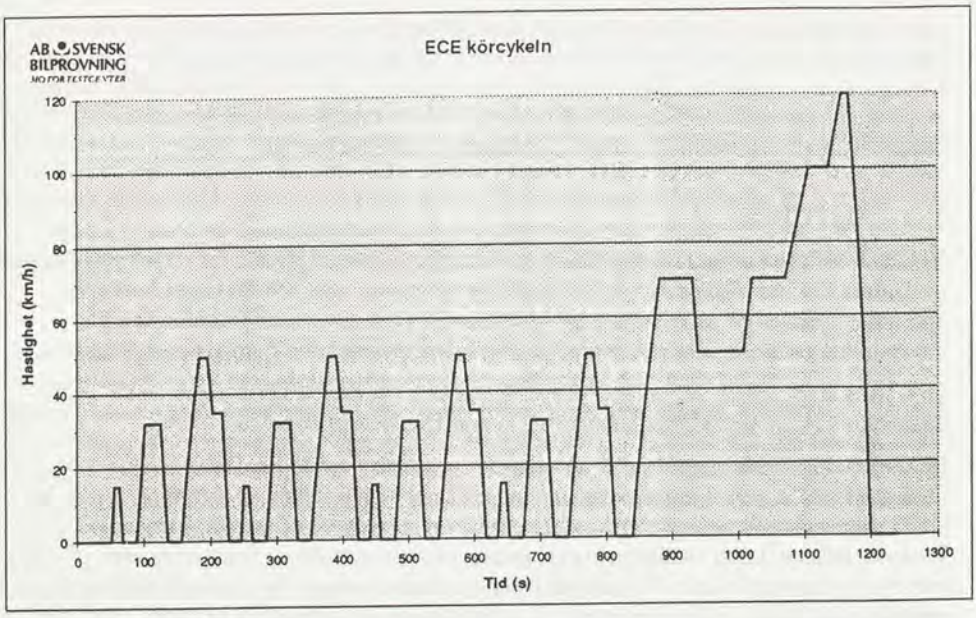
När emissionsvärden anges brukar ofta certifieringsvärden användas. Detta ger en något förskönad bild av verkligheten emedan motorerna och reningstekniken försämras med tiden. De försämringsfaktorer som anges av tillverkarna representerar oftast också idealfallet. I vår sammanställning har vi i stället valt att ange emissionsvärden där en försämring lagts på som mer motsvarar verklig drift. Vi har även beaktat att tillverkaren måste ta hänsyn till spridning i produktionen samt ha en viss marginal till gränsvärdet. En jämförelse kan därför göras mellan våra siffror och respektive gränsvärde. I många fall finner man att det värde vi angett ligger långt under gränsvärdet. Gränsvärdet för denna emissionskomponent är i detta fall redundant, dvs klaras automatiskt eller utan särskilda åtgärder och är inte på något sätt teknikdrivande. Detta beror på att gränsvärdet för en komponent satts med hänsyn till flera motorkoncept som sällan förekommer på marknaden. Det kan också vara så att gränsvärdet för en föroreningskomponent kräver en teknik som är så avancerad att utsläppen av andra komponenter automatiskt minskar mycket mer.

För motor- och bränslekombinationer där state-of-the-art data inte finns har motsvarande data "konstruerats" utifrån givna förutsättningar. Ett sådant exempel är t. ex. motorgas (LPG), där få relevanta data finns. Vi har i det fallet förutsatt samma utsläpp av vissa avgaskomponenter, bl a NO_X, som för naturgas.

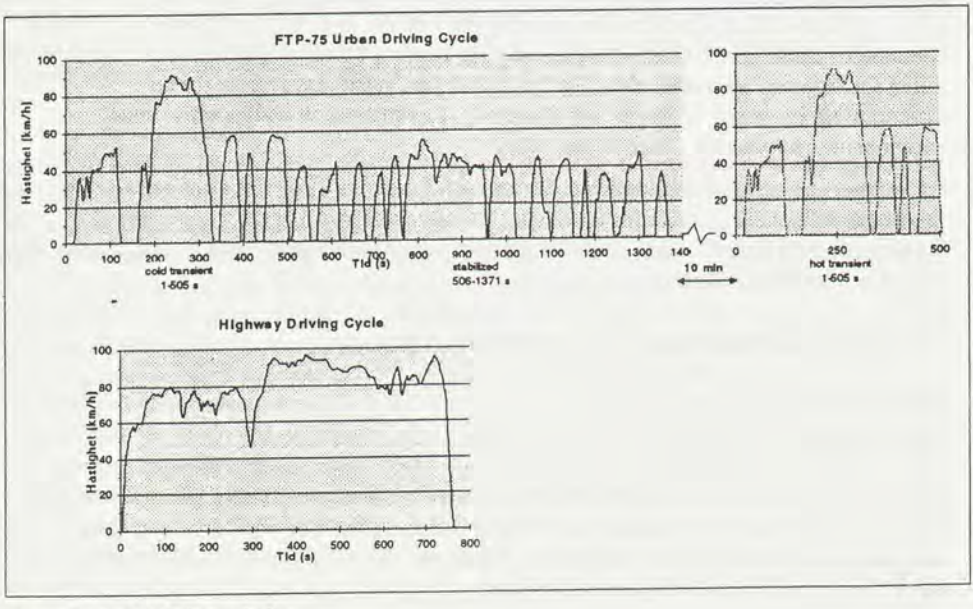
4 DAGENS TEKNIKNIVÅ - STATE-OF-THE-ART

4.1 Lätta fordon

Vid jämförelsen för lätta fordon har amerikanska normer och körcykler (federalt och Kalifornien) använts. Orsaken till detta är att dessa hittills varit mer framåtsyftande än de europeiska, samt att vi i Sverige har lång erfarenhet av dessa genom att vi tillämpat samma regler. För miljöklass 2 användas i dag EU gränsvärden, men för miljöklass 1 används fortfarande samma norm som i Kalifornien, nämligen TLEV. I figurerna nedan visas de körcykler som används för de nämnda proven.



Figur 1: ECE körcykeln



Figur 2: FTP-75 körcykeln

I tabell 1 nedan visas en sammanställning av de emissionsnivåer som vi bedömt vara möjliga för olika drivmedel till lätta fordon med dagens teknikniva.

Gräns	Års	Emissionskomponenter (g/km)					
Bränsle	mod[2]	NOx	VOC[3]	CO	Part	Rening	Anm
Tier 0 (Mk3)[4]	78	0,62	0,41	2,1	0,124		HC
Tier 1 (Mk2)[5]	93	0,25	0,25/0,16	2,1	0,05		HC/NMHC
TLEV (Mk1)	94	0,25	0,25/0,078	2,1	0,05		HC/NMOG
LEV	97	0,124	0,047	1,06	0,05		NMOG
ULEV	97	0,124	0,025	1,06	0,025		NMOG
Motorer av otto-typ							
Bensin	95	0,10	0,08	0,5	0,01	BAT[6]	Bensin Mk3
Bensin	95	0,08	0,08	0,5	0,005	BAT	Alkylatbensin
Bensin	95	0,08	0,075	0,45	0,005	BAT	5% EtOH i Mk2
Bensin	95	0,08	0,075	0,45	0,005	BAT	Etrar, 2% syre
Metanol FFV	93	0,12	0,15	1,5	0,01	TWC[7]	Bensin Mk2
Metanol FFV	93	0,11	0,12	1,5	0,007	TWC	M50
Metanol FFV	93	0,10	0,10	1,5	0,005	TWC	M85
Etanol FFV	96	0,06	0,08	1,1	0,01	TWC	Bensin Mk2
Etanol FFV	96	0,055	0,07	1,0	0,007	TWC	E50
Etanol FFV	96	0,05	0,06	0,9	0,005	TWC	E85
Biogas	95	0,08	0,05	0,10	0,005	TWC	
Naturgas	95	0,08	0,05	0,10	0,005	TWC	
Motorgas	95	0,08	0,05	0,10	0,005	TWC	
Motorer av diesel-typ							
Diesel	93	0,62	0,05	<0,4	0,06	Ox. kat[8]	Mk3 diesel
RME[9]	93	0,70	0,05	<0,4	0,05	Ox. kat	dieselmotor

Tabell 1: Dagens state-of-the-art emissionsnivå för olika drivmedel till lätta fordon.

[2] Årsmodell avser införande av gränsvärden i USA/Kalifornien (successivt i vissa fall), samt årsmodell när den teknikniva som avses i tabellen har uppnåtts.

[3] VOC: Volatile Organic Compounds - flyktiga organiska föreningar. VOC ses i detta fall som ett samlingsnamn för de olika benämningar som gäller för utsläpp av denna typ. För respektive gränsvärde i tabellen finns striktare definitioner, vilket angetts i anmärkningskolumnen. För motor-bränslekombinationerna i tabellen avses alla emissioner som kan klassas som VOC.

[4] Tier 0: Motsvarar utgångsläget för gränsvärden, dvs US -87 (steg 0), eller miljöklass 3 i Sverige.

[5] Tier 1: Steg 1 i skärpningen av gränsvärdena i Kalifornien. Motsvarar miljöklass 2 i Sverige.

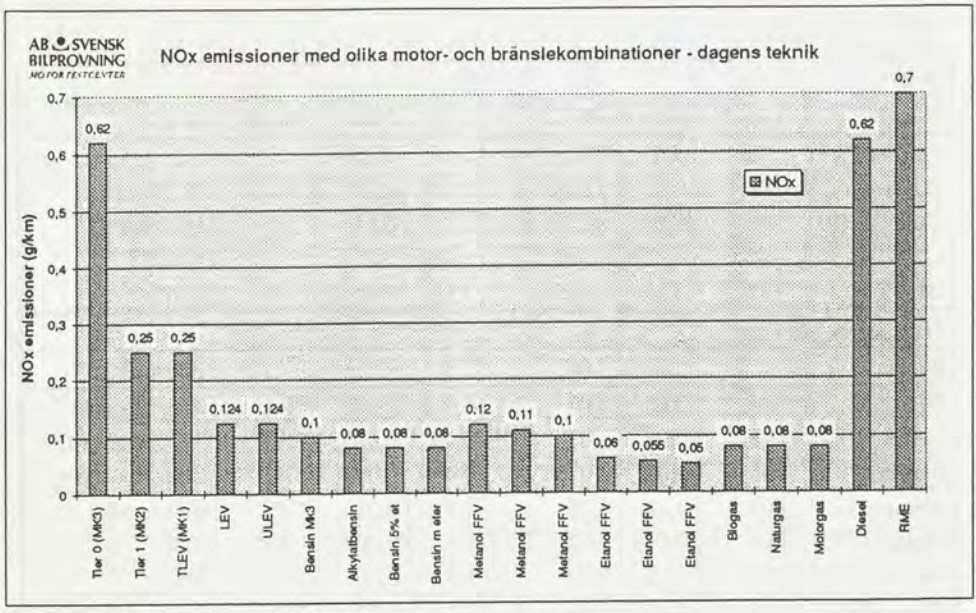
[6] BAT: Best Available Technology, bästa tillgängliga teknik. Detta innebär TWC teknik plus ytterligare åtgärder som behövs för att klara kraven för miljöklass 1 (TLEV).

[7] TWC: Three way catalyst. När motorn regleras till lambda 1 minskas utsläppen av CO, HC och NO_x simultant.

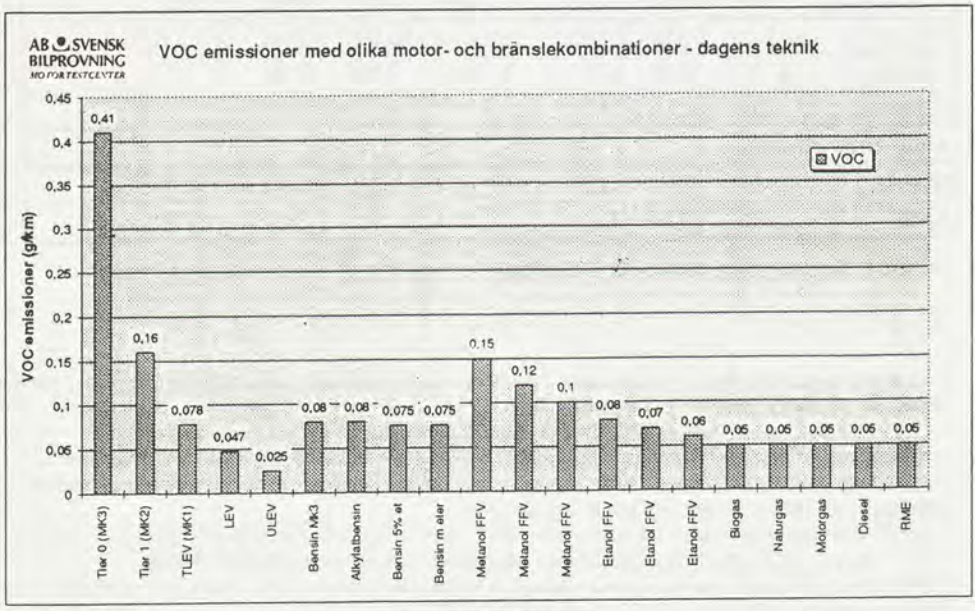
[8] Ox. kat: Katalysator som vid lambda 1 och främst vid luftöverskott minskar utsläppen av CO och HC. Används till lätta fordon numera främst på dieselmotorer.

[9] RME: Rapsmetylester.

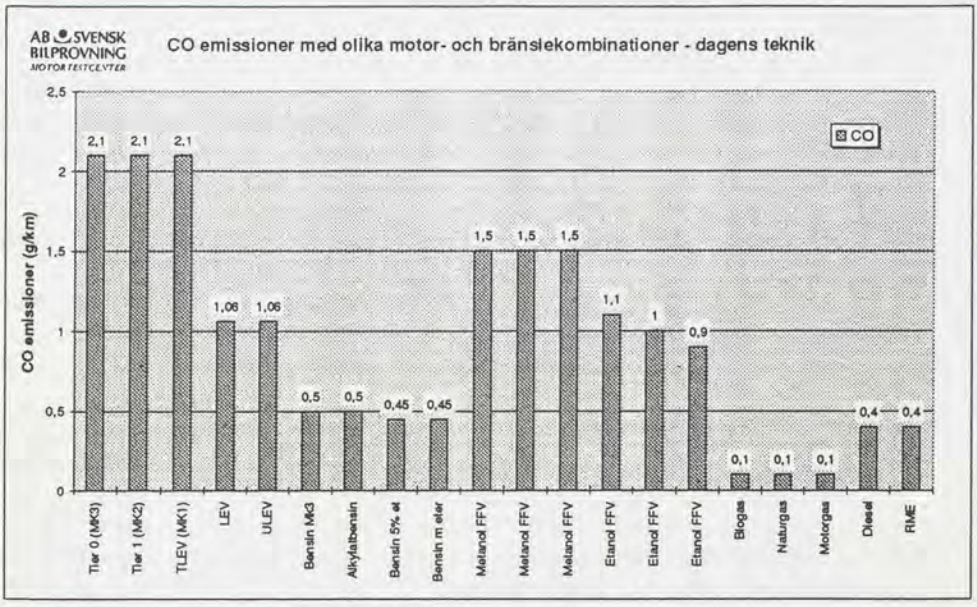
Nedan visas emissionsvärden ur tabellen i diagramform.



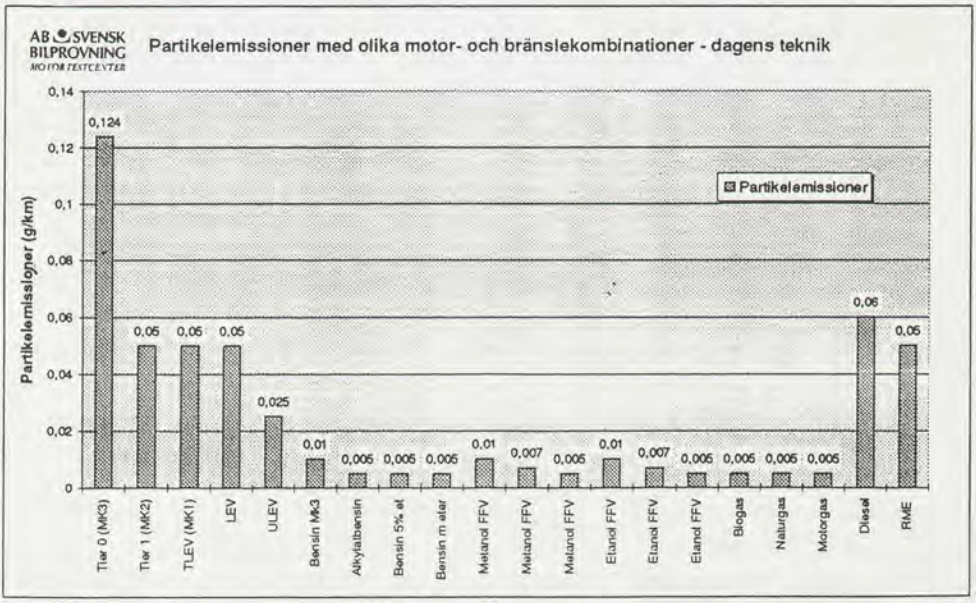
Figur 3: NO_X emissioner för lätta fordon - dagens teknik



Figur 4: VOC emissioner för lätta fordon - dagens teknik



Figur 5: CO emissioner för lätta fordon - dagens teknik



Figur 6: Partikelemissioner för lätta fordon - dagens teknik

Kommentarer

- Bensinmotorn utgör referensen för lätta fordon, och här har en typisk bil för miljöklass 1 (TLEV) förutsatts. I tabellen framgår att alla emissioner utom kolväten ligger väsentligt under gränserna. Alkylatbensin ger en minskning av NO_X emissionerna med ca 20 %, vilket indikerats i tabellen ovan (18). Partikelemissionerna, som f ö är låga för bensinmotorer (och övriga ottomotorer), kan minska till hälften. Övriga reglerade emissioner påverkas marginellt. Den stora fördelen med alkylatbensin är dock minskningen av hälsofarliga oreglerade emissioner, vilket närmare kommenteras nedan. Etrar i bensin torde ge ungefär likvärdiga emissioner av reglerade komponenter jämfört med normal bensin (18-25). Erfarenheter från det Amerikanska Auto-Oil programmet samt VTT i Finland tyder på att etrar kan ge en minskning av kolväten (THC och NMHC) och CO, men i vissa fall tendentiellt högre NO_X (inom felmarginalen).

- För alkoholfordonen avses egentligen bränsleflexibla bilar, s k FFV (33-44) som kan använda maximalt 85 % alkohol i bränslet (M85 eller E85). De flesta resultat som finns tillgängliga i dag härrör nämligen från sådana fordon - dedicerade fordon för alkoholer har inte utvecklats till samma förfining. Trots det borde potentialen vara större för den senare typen eftersom man inte behöver göra lika många kompromisser. För de data som redovisas gäller att metanolbilen är av en äldre generation (-93) än etanolbilen (-96) och jämförelsen blir därför något haltande. Det torde vara möjligt att uppnå minst lika låga NO_X emissioner med metanol som med etanol. Emissionerna av VOC och CO kan anses ungefär likvärdiga. Notera även att de bränsleflexibla bilarna har något sämre emissioner när de körs på bensin jämfört med bensinbilen. Detta beror bl a på att M85 (E85) drift prioriterats inom de begränsade ramar som funnits för utvecklingen. En viktig aspekt för alkoholdrivna personbilar (med ottomotorer) är kallstartemissionerna, som i vissa fall är väsentligt högre än för bensindrivna bilar (45-47).

- Gasbränslena ger överlag de lägsta emissionerna av VOC, CO och partiklar samtidigt som även NO_X emissionerna tillhör de lägsta (47, 50-52, samt certifieringsdata). Orsakerna till de låga emissionerna är framförallt de goda kallstartegenskaperna, som f n inte överträffas av något annat bränsle (47). En aspekt som dock bör beaktas är de diffusa utsläpp av gas som förekommer i distributionssystemet och som kan vara väsentligt högre än för flytande bränslen. De totala VOC utsläppen i ett LCA perspektiv kan därför öka markant jämfört med våra värden.

- Diesel ger i förhållande till bensin något lägre emissioner av VOC och CO men väsentligt högre NO_X och partiklar (26-32).

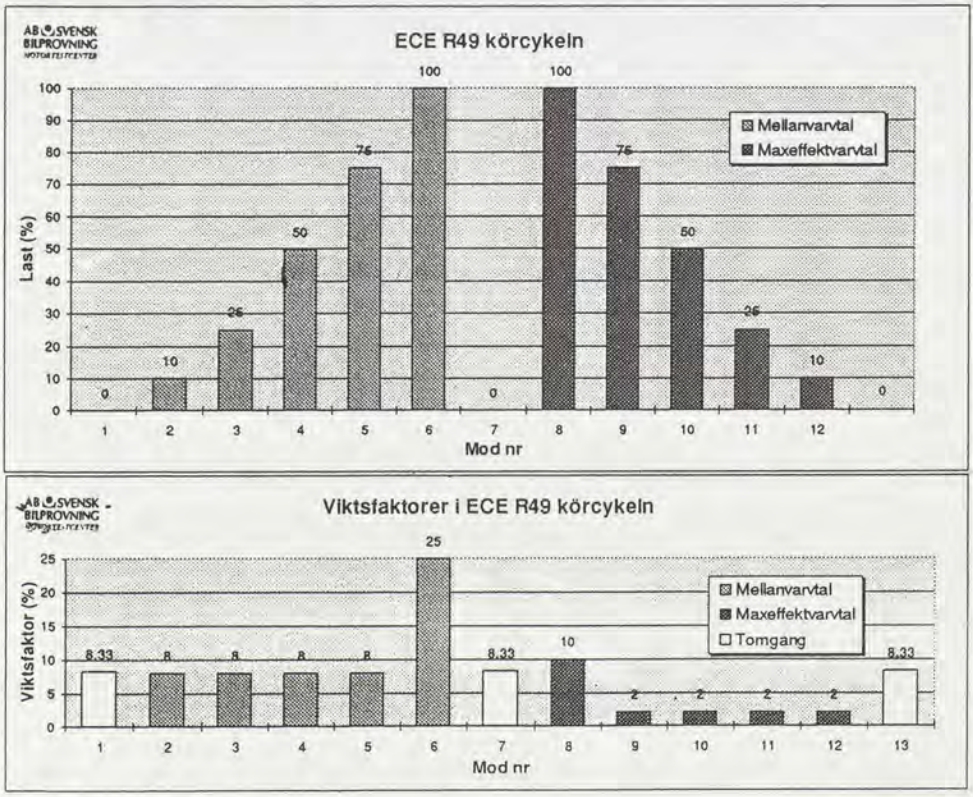
- Resultaten för RME är väldigt osäkra, beroende på litet relevant underlag (48). Utifrån erfarenheter med RME för tunga fordon (49)samt nivåerna från dieselbilar med dieselbränsle (26-32) kan föreliggande värden i tabellen konstrueras.

4.2 Tunga fordon

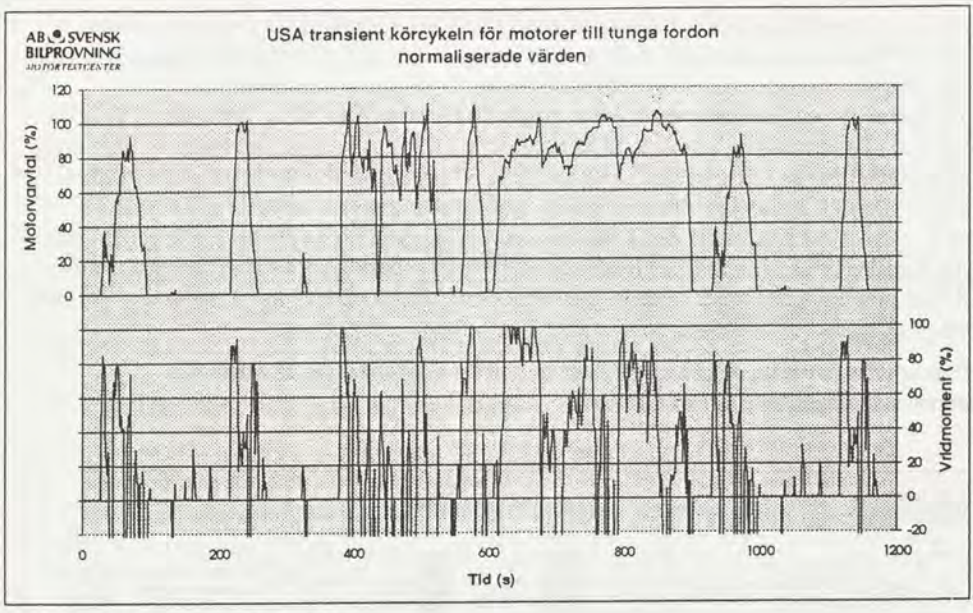
För tunga fordon används f n i Sverige en stationär körcykel, ECE R49 eller A30 med Svensk beteckning. Denna körcykel med olika belastningssteg vid konstanta varvtal är bl a p g a frånvaron av transienter inte representativ för normal körning. För dieselmotorer kan dock utsläppsvärden jämföras mellan olika körcykler tämligen väl utan alltför stora avvikelser, förutom för partikelemissioner och i viss mån HC. Anledningen är att de specifika emissionerna inte varierar nämnvärt med olika belastningar och varvtal. Det är dock svårare att jämföra emissionerna från andra motortyper och motorer med alternativa bränslen då dessa inte alls

uppför sig på ett likartat sätt i de olika körcyklerna. Reglertekniken har t ex en avgörande betydelse för emissionerna från motorer med trevägskatalysator (TWC) eller ottomotorer med stort luftöverskott (s k lean burn). Hållbarheten för dessa system har likaså ännu inte dokumenterats väl. Ett omfattande arbete pågår f n för att ta fram en ny körcykel till år 2000 som med viss sannolikhet kommer att ha transienta inslag dvs steglösa ändringar av belastning och hastighet på det sätt som sker i verklig trafik. Vi har därför försökt ta hänsyn till sådana effekter. Den s k busscykeln (Braunschweig cykeln) som frekvent används på MTC är f ö också av transient typ, varför dessa värden är mer representativa än motsvarande värden från R49. Emedan emissionsvärdena i Braunschweigcykeln anges i g/km i stället för g/kWh som i R49 har omräkningsfaktorer använts. Omräkningsfaktorerna baserar sig på mätningar vid MTC med olika motor- och bränslekombinationer i de nämnda körcyklerna.

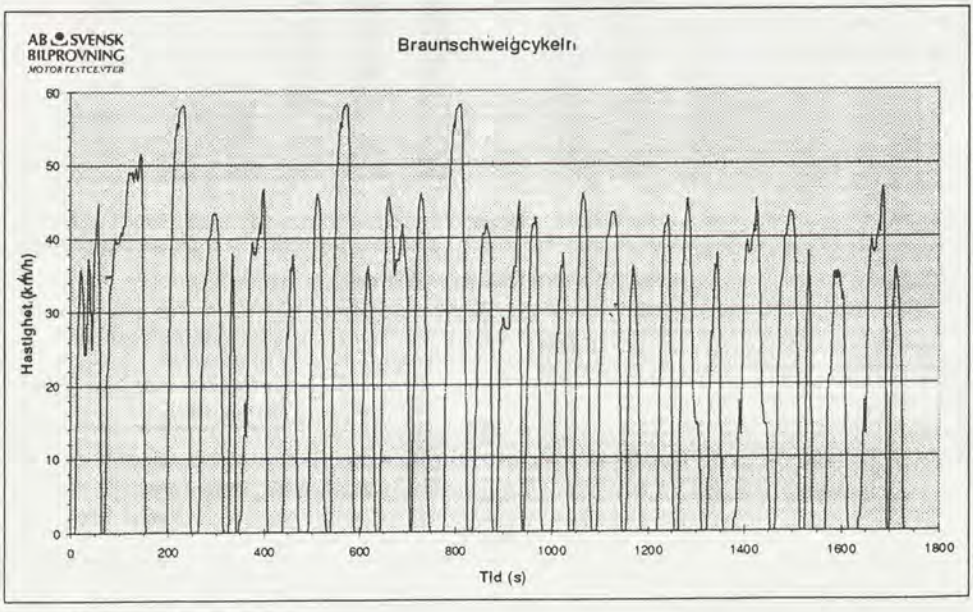
I figurerna nedan visas de olika körcykler som på ett eller annat sätt beaktats vid sammanställningen av emissionsnivåerna.



Figur 7: ECE R49 cykeln



Figur 8: USA transient körcykeln



Figur 9: Braunschweigcykeln

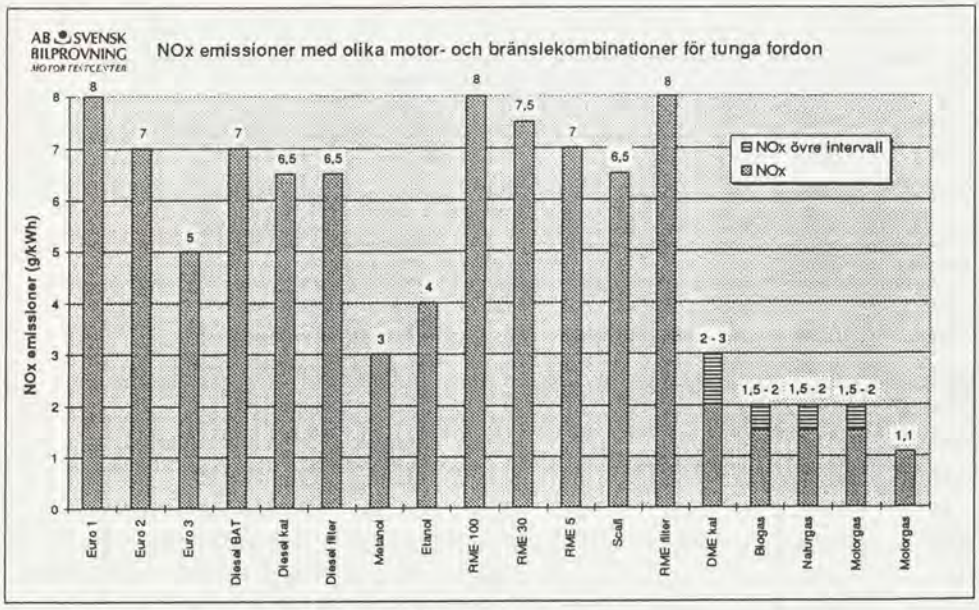
I tabell 2 nedan visas en sammanställning av de emissionsnivåer som vi bedömt vara möjliga för olika drivmedel till tunga fordon med dagens teknikniva.

Gräns	Års	Emissionskomponenter (g/kWh)					
Bränsle	mod	NOx	HC	CO	Part	Rening	Anm
Euro 1[10]	92/93	8,0	1,1	4,5	0,36		ECE R49
Euro 2[11]	95/96	7,0	1,1	4,0	0,15		ECE R49
Euro 3	2000 ?	5,0 ?	0,6 ?	2,0 ?	0,10 ?		Ny körcykel
Motorer av diesel-typ							
Diesel	90-96	7,0	0,2-0,5	1,5	0,12	BAT	Mk3 diesel
Diesel	90-96	6,5	0,1	0,1	0,10	Ox. kat	Mk1 diesel
Diesel	90-96	6,5	0,1	0,1	0,02	Kat filter	Mk1 diesel
Metanol	ca -91	3,0	0,2	0,1	0,02	Ox. kat[12]	glödstift
Etanol	90-95	4,0	0,2	0,1	0,02	Ox. kat	etanol m tändförst.
RME	90-96	7,5	<0,1	0,1	<0,10	Ox. kat	100 % RME
RME	90-96	7,0	<0,1	0,1	0,10	Ox. kat	30 % RME +Mk1
RME	90-96	6,6	0,1	0,1	0,10	Ox. kat	5 % RME +Mk1
RME	90-96	6,7	<0,1	0,1	<0,10	Ox. kat	Scafi 101
RME	90-96	7,5	<0,1	0,1	<0,02	Kat filter	100 % RME
DME[13]	ca -95	2-3	0,1	0,1	0,02	Ox. kat	uppsk. fr. litt.
Motorer av otto-typ							
Biogas	93-95	<2,0	0,5	0,02	0,02	Ox. kat	lean burn
Naturgas	93-95	<2,0	0,5	0,02	0,02	Ox. kat	lean burn
Motorgas	93-95	<2,0	0,5	0,02	0,02	Ox. kat	lean burn
Motorgas	93-95	1,1	0,7	2,1	i.d.	TWC	data från Sisu

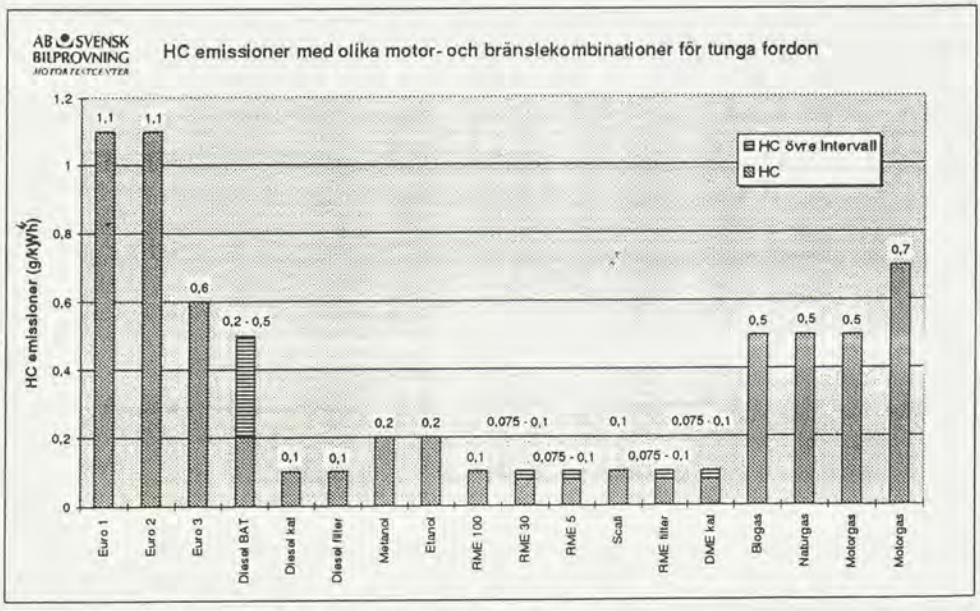
Tabell 2: Dagens state-of-the-art emissionsnivå för olika drivmedel till tunga fordon.

[10] Euro 1 motsvarar miljöklass 3 förutom hållbarhetskrav som tillkommer i Sverige.
[11] Euro 2 motsvarar miljöklass 2 förutom hållbarhetskrav som tillkommer i Sverige.
[12] Ox. kat: Katalysator som vid lambda 1 och främst vid luftöverskott minskar utsläppen av CO och HC. Används till tunga fordon både på dieselmotorer och ottomotorer med lean burn (t ex gasmotorer).
[13] DME: Dimetyleter.

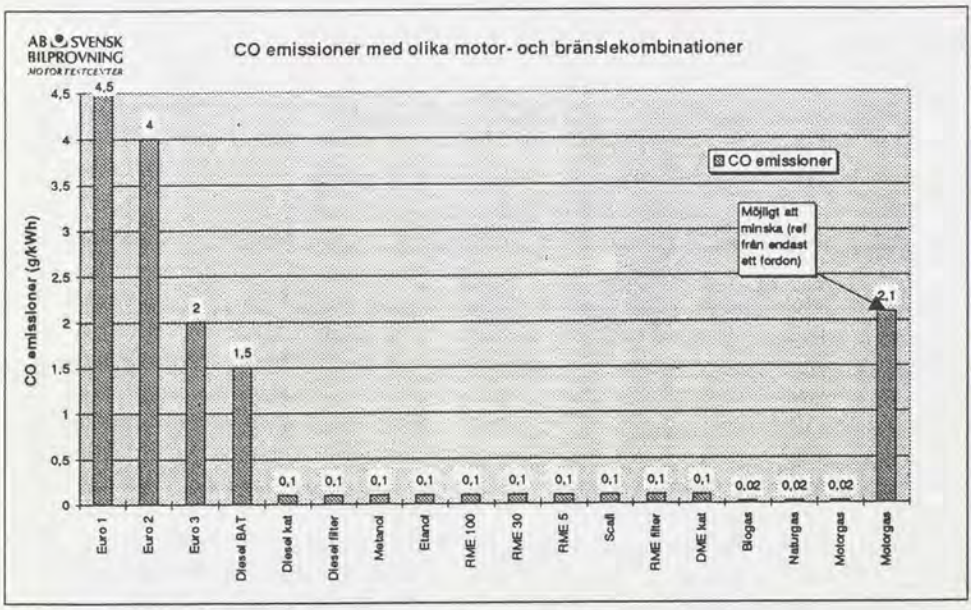
Nedan visas emissionsvärden ur tabellen i diagramform.



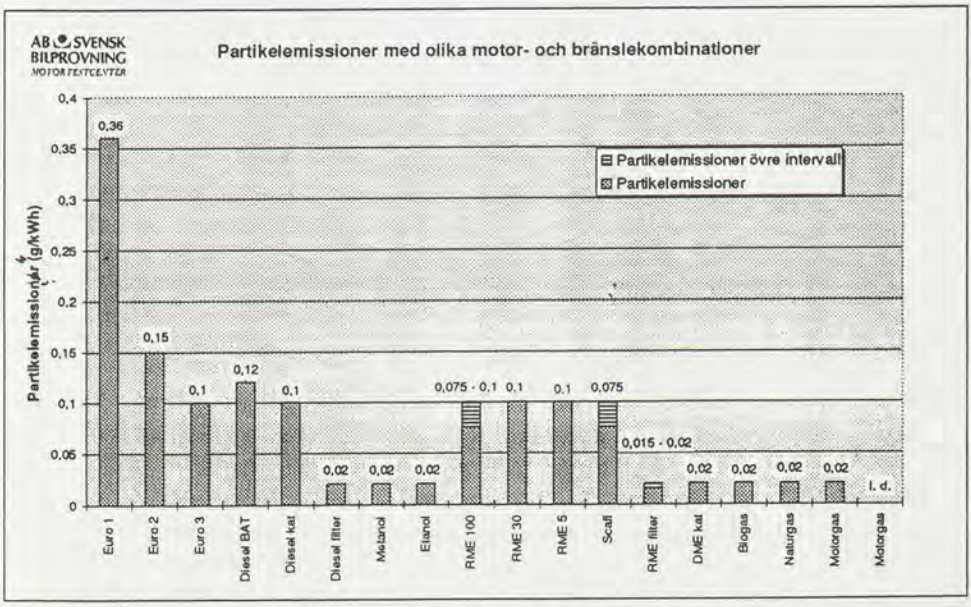
Figur 10: NO_X emissioner för tunga fordon - dagens teknik



Figur 11: HC emissioner för tunga fordon - dagens teknik



Figur 12: CO emissioner för tunga fordon - dagens teknik



Figur 13: Partikelemissioner för tunga fordon - dagens teknik

Kommentarer

- Emissioner under Euro 2 gränserna demonstrerades med diesel för stadsbussar redan 1990 (53). Sedan dess har inga nya motorer med nämnvärt lägre emissioner introducerats i Sverige (54-65). I USA finns däremot motorer med avsevärt lägre emissioner av HC och partiklar. Den använda tekniken är självfallet också tillämpbar på europeiska motorer om kravnivåerna skärps.

- De etanolmotorer som säljs till bussar i Sverige representerar p s s som för dieselbussarna ca 1990 års teknicknivå (10-11, 66-68). Nyligen har en etanolmotor till lastbilar introducerats av Volvo, men den bygger också på samma enkla typ av konvertering, varför emissionsnivån är snarlik (69). I USA har Detroit Diesel (DDC) sålt metanolmotorer till bussar, där emissionsnivån för NO_X varit avsevärt lägre - motsvarande ca 2 g/kWh (70). Med hänsyn taget till inverkan av körcykel, marginaler mm har vi dock bedömt 3 g/kWh som mera representativt för europeiska förhållanden. Samma motor har också certifierats för etanol, men utan optimering varför emissionsnivån varit snarlik de svenska motorerna (70-73). Avgasåterföring (extern EGR) har trots den stora potentialen ***inte*** introducerats på någon av de nämnda motorerna. DDC motorn har i viss mån intern EGR vilket förklarar en del av skillnaden. Övriga publikationer om alkoholmotorer indikerar att ungefär samma emissionsnivå som nämnts ovan kan nås (74-82). Utvecklingen på alkoholmotorer med dieselprincip har inte drivits lika långt tekniskt som för gasmotorer med ottoprincip.

- RME ger generellt sett alltid något högre NO_X än dieselbränsle (49). HC emissionerna är lägre - i vissa fall mycket lägre. Om HC mäts på samma sätt som i dieselavgaser, erhålls ett lågt värde p g a RME:s höga kokintervall, 300-350 °C. Ledningen till instrumentet värms upp till 180 °C. HC kondenseras i avgassystemet och på vägen till mätutrustningen. Instrumentet mäter således endast gasformiga kolväten. En del av HC mäts i stället som partiklar.

- DME är ett relativt nytt bränsle som rönt stor uppmärksamhet under det senaste året (SAE kongressen 1995) genom FoU-insatser av bl a Haldor Topsøe, Tekniska Högskolan i Danmark, Navistar, AVL och Amoco (88-91). Detta projekt är ett utmärkt exempel på samarbete mellan högskola, motorindustri, oljebolag och ett konsultföretag. DME kan tillverkas av naturgas eller syntesgas framställd från biomassa. Processen påstås vara energieffektivare och billigare än motsvarande processer för att tillverka metanol från samma råvaror. Eftersom inga kommersiella motorer finns i dag för DME kan endast en uppskattning av emissionerna göras utifrån de ovan nämnda referenserna. Eftersom katalysator inte använts vid dessa tester har inverkan av en katalysator inkluderats vid vår värdering av emissionspotentialen. Ytterligare en fördel är att bulleremissionerna kan komma att ligga på samma låga nivå som för en ottomotor. Detta beror på minskad tändfördröjning p g a att bränslet har så högt cetantal.

- Volvo har kommersialiserat en av de bästa gasmotorerna med s k lean burn teknik (magermotor, dvs stort luftöverskott). Volvo anger själva en NO_X nivå under 2 g/kWh i ECE R49 (83). Tester på MTC konfirmerar att man med bred marginal underskrider den nivån (ej publ. än). Biogas och LPG har förutsättningar att nå samma emissionsnivåer. De tester på biogasbussar som MTC har gjort har i samtliga fall uppvisat högre nivåer beroende på sämre teknik (84). Dessa värden har därför inte tagits med här. Motorer med trevägskatalysator (TWC) har potential till ännu lägre NO_X emissioner än lean burn teknik.(85) Publicerade emissionsdata för LPG med TWC från finska Sisu (och VTT) har

tagits med i tabellen (86, 87). En lastbil från Sisu kommer inom kort att testas på MTC. Ytterligare fördel med gasdrift jämfört med diesel är att gasmotorerna är ottomotorer med en mycket lägre ljudnivå än diesel. En aspekt som dock bör beaktas är de diffusa utsläpp av gas som förekommer i distributionssystemet och som kan vara väsentligt högre än för flytande bränslen. De totala VOC utsläppen i ett LCA perspektiv kan därför öka markant jämfört med våra värden. Slutligen ska nämnas att alla motorer med ottoprincip har en avsevärt lägre energiverkningsgrad än motorer med dieselprincip.

5 FRAMTIDA TEKNIKNIVÅ

5.1 Lätta fordon

Vår bedömning av den framtida potentialen framgår av tabell 3 nedan. I övrigt har samma kriterier använts som tidigare. Värt att notera är att nivåerna i tabellen avser vad som kan uppnås tekniskt. I det fall avgasreglerna inte skärps i den omfattning som indikerats i tabellen, minskar också sannolikheten för att de emissionsnivåer som avses för den bästa tillgängliga tekniken inte heller kommer att finnas i kommersiellt tillgängliga fordon.

Kommentarer

- För bensindrift kommer alla emissionsgränsvärden utom gränsen för kolväten att vara redundanta. Detta beror på att om gränsen för kolväten skall klaras måste teknik användas för att minska kallstartemissionerna, vilket samtidigt kommer att ge en kraftig minskning av övriga emissioner. Samma resonemang gäller även för övriga ottomotorer.
- De åtgärder för att minska kallstartemissionerna som används på bensinmotorer kommer att ha en god effekt även på alkoholmotorerna. Även lösningar speciella för alkoholbränslen kan komma i fråga (93, 94). VOC och CO kan därför sänkas avsevärt. NO_X ligger med likvärdig teknik generellt något lägre för alkoholer än för bensin p g a den lägre förbränningstemperaturen (50). En annan möjlig teknik för alkoholmotorer till personbilar är att konvertera en dieselmotor till alkoholdrift (95-97). Sannolikt kan en väsentligt lägre NO_X- och partikelnivå nås än med dieselbränsle, och därmed kan i stort sett ottomotors emissionsnivå och dieselmotorns verkningsgrad kombineras. Trots den intressanta potentialen har den dock vissa nackdelar, vilket gör att vi betvivlar att den kommer att användas kommersiellt i större skala under denna tidsperiod. Motorn kan inte göras bränsleflexibel (FFV), varför den inte kan användas annat än i speciella flottor innan ett distributionssystem för alkoholer byggts upp.
- Gasbränslena ger en emissionsnivå minst lika låg som bensin, med undantag av totalkolväten som för natur- och biogas ***kan*** ligga något högre p g a låg metankonvertering i katalysatorn. Katalysatorer med högre aktivitet på metan håller på att utvecklas men torde under en överskådlig framtid inte kunna nå samma aktivitet som katalysatorer anpassade för tyngre kolväten. En fördel i sammanhanget för gas är dock de bättre kallstartegenskaperna som ger lägre emissioner av HC (och CO) under kallstartfasen när katalysatorn ännu inte fungerar (47). Kolväten från gasmotorer är också mindre hälsofarliga än från bensin och diesel. Utsläpp av gas i distributionssystemet bör också beaktas enligt tidigare kommentarer.

Gräns	Års	Emissionskomponenter (g/km)					
Bränsle	mod[14]	NOx	VOC[15]	CO	Part	Rening	Anm
Tier 0 (Mk3)	78	0,62	0,41	2,1	0,124		HC
Tier 1 (Mk2)	93	0,25	0,25/0,16	2,1	0,05		HC/NMHC
TLEV (Mk1)	94	0,25	0,25/0,078	2,1	0,05		HC/NMOG
LEV	97	0,124	0,047	1,06	0,05		NMOG
ULEV	97	0,124	0,025	1,06	0,025		NMOG
Motorer av otto-typ (BAT)							
Bensin	2005	<0,05	0,025	<0,2	0,005	TWC	Bensin Mk2
Metanol FFV	2005	<0,05	0,025	<0,2	<0,005	TWC	Bensin Mk2
Metanol FFV	2005	<0,04	0,025	<0,2	<0,005	TWC	M50
Metanol FFV	2005	<0,03	0,025	<0,2	<0,005	TWC	M85
Etanol FFV	2005	<0,05	0,025	<0,2	<0,005	TWC	Bensin Mk2
Etanol FFV	2005	<0,04	0,025	<0,2	<0,005	TWC	E50
Etanol FFV	2005	<0,03	0,025	<0,2	<0,005	TWC	E85
Biogas	2005	<0,05	0,025	<0,2	<0,005	TWC	
Naturgas	2005	<0,05	0,025	<0,2	<0,005	TWC	
Motorgas	2005	<0,05	0,025	<0,2	<0,005	TWC	
Motorer av diesel typ (BAT)							
Diesel	2005	0,25	0,025	<0,1	0,025	Ox. kat	Mk1 diesel
Diesel	2005	0,25	0,025	<0,1	<0,01	Kat filter	Mk1 diesel
RME	2005	0,25	0,025	<0,1	<0,02	Ox. kat	
RME	2005	0,25	0,025	<0,1	<0,01	Kat filter	
DME	2005	<0,1	0,025	<0,1	<0,005	Ox. kat	uppsk. fr. litt.

Tabell 3: Framtida state-of-the-art emissionsnivå för olika drivmedel till lätta fordon.

- För dieseldrift kommer NO_X och partiklar fortfarande att vara ett problem (27-29, 32). Partikelproblemet kan lösas med partikelfilter (58). NO_X kan minskas med mera EGR (92) och på sikt även en NO_X reducerande katalysator (59, 65). Vår bedömning är dock att NO_X nivån fortsättningsvis kommer att ligga högre än för ottomotorer. Övriga emissioner medför inga nämnvärda problem.
- RME ger en utsläppsbild snarlik en dieselmotor körd på dieselbränsle. NO_X emissionerna brukar ligga något högre, men med anpassning av EGR mm finns potential till ungefär samma emissionsnivå.
- En motor speciellt utvecklad för DME kan finnas tillgänglig med denna tidshorisont om en viss efterfrågan finns (88-91). I princip rör det sig om en dieselmotor vars insprutningsutrustning anpassats för DME. Denna konvertering är enklare än motsvarande konverteringar av dieselmotorer till alkoholdrift. Tankar och tankningsutrustning är dock

[14] Årsmodell avser införande av gränsvärden i USA/Kalifornien (successivt i vissa fall), samt årsmodell när den teknniknivå som avses i tabellen har uppnåtts.

[15] VOC: Volatile Organic Compounds - flyktiga organiska föreningar. Se vidare fotnot 3.

mer komplicerad och dyrare än för diesel och bensin. Komplexiteten är här av samma storleksordning som för LPG. Ytterligare fördelar med DME är tystare gång än diesel och ingen sotbildning vilket medför låga partikelutsläpp.

5.2 Tunga fordon

Vår bedömning av den framtida potentialen framgår av nedanstående tabell. I övrigt har samma kriterier använts som tidigare. Värt att notera är att nivåerna i tabellen avser vad som kan uppnås tekniskt. I det fall avgasreglerna inte skärps i den omfattning som indikerats i tabellen, minskar också sannolikheten för att de emissionsnivåer som avses för den bästa tillgängliga tekniken inte heller kommer att finnas i kommersiellt tillgängliga fordon.

Gräns	Års	Emissionskomponenter (g/kWh)					
Bränsle	mod	NOx	HC	CO	Part	Rening	Anm
Euro 1	92/93	8,0	1,1	4,5	0,36		ECE R49
Euro 2	95/96	7,0	1,1	4,0	0,15		ECE R49
Euro 3	2000 ?	5,0 ?	0,6 ?	2,0 ?	0,10 ?		ny körcykel
Euro 4	2004 ?	3,5 ?	0,5 ?	1,5 ?	0,08 ?		uppsk. gräns
Motorer av diesel-typ							
Diesel	2005	3,0	0,10	0,5	0,05	BAT	Mk1 diesel
Diesel	2005	3,0	0,02	0,05	0,04	Ox. kat	Mk1 diesel
Diesel	2005	3,0	0,02	0,05	0,01	Kat filter	Mk1 diesel
Metanol	2005	1,0	0,02	0,1	0,01	Ox. kat	
Etanol	2005	1,0	0,02	0,1	0,01	Ox. kat	
RME	2005	3,0	<0,02	0,05	<0,04	Ox. kat	100 % RME
RME	2005	3,0	<0,02	0,05	0,01	Kat filter	30 % RME
RME	2005	3,0	0,02	0,05	0,01	Kat filter	5 % RME
RME	2005	3,0	0,02	0,05	0,01	Kat filter	Scafi 101
RME	2005	3,0	0,02	0,05	0,01	Kat filter	100 % RME
DME	2005	<1,0	<0,1	<0,01	<0,01	Ox. kat	
Motorer av otto-typ							
Biogas	2005	<1,0	<0,1	<0,01	<0.01	Ox. kat	
Naturgas	2005	<1,0	<0,1	<0,01	<0.01	Ox. kat	
Motorgas	2005	<1,0	<0,1	<0,01	<0,01	Ox. kat	

Tabell 4: Framtida state-of-the-art emissionsnivå för olika drivmedel till tunga fordon.

Kommentarer

- Framtida gränsvärden är osäkra och kommer säkert att sättas efter vad som är möjligt med framtida dieselteknik. I Europa diskuteras fortfarande kravnivån för Euro 3 till år 2000. Inte ens USA eller Kalifornien har ännu föreslagna nivåer som sträcker sig så långt som till år 2005. I Kalifornien torde NO_X vara av störst intresse, och gränser på 1,5-2,5 g/bhp-hr (2-3,4 g/kWh), ev upp till 3,5 g/bhp-hr (4.7 g/kWh), har diskuterats.

- För dieselmotorer kommer troligen EGR (avgasåterföring) att introduceras till USA 1998 och till Euro 3 år 2000, vilket ger en NO_X sänkning med ca 30 % om måttlig EGR används (62, 64). Med den tekniken kan 5 g/kWh nås. EGR används f ö redan i dag i personbilsdieslar, där NO_X kan reduceras med en faktor 1,5-3 i den amerikanska körcykeln. Körcyklerna för lätta fordon är ganska låglastbetonade, och vid höga laster används i dessa motorer i dag ingen EGR. Tunga fordon arbetar vid högre laster än lätta fordon, varför potentialen med måttlig EGR inte är riktigt lika stor. Ökade EGR-mängder till tunga fordon möjliggör en ytterligare sänkning av NO_X, varvid ca 3 g/kWh kan nås (62, 64, 92, 93). Dessa sänkningar av NO_X emissionerna kan sannolikt nås utan att bränsleförbrukningen ökar (62, 64). En kompletterande teknik kan vara s k DeNO_X teknik, där NO_X kan reduceras i syrerik miljö m h a kolväten. Denna teknik håller nu på att kommersialiseras för personbilar, och är även användbar för ottomotorer. I detta fallet krävs dock att tyngre kolväten än gaser (metan, LPG m fl) används som bränsle - t ex bensin.
- För alkoholmotorerna antas att EGR införts p s s som för diesel (77, 99). Emedan alkoholer inte ger några problem med sotbildning kan dock högre EGR flöden användas utan att det ställer till problem i motorerna, varför även NO_X reduktionen blir mycket större. En nivå under 1 g/kWh torde inte medföra några större problem. Tunga motorer kan självfallet också konverteras till ottomotorer på samma sätt som tunga gasmotorer. Både TWC (100) och lean burn förbränningssystemen är möjliga. Genom att förbränningstemperaturen är lägre än för de flesta andra bränslen och på grund av att alkoholerna kan förbrännas vid högt luftöverskott och/eller stora EGR mängder kan NO_X emissionerna bli väsentligt lägre än för gasbränslena (och bensin). Det hittillsvarande låga intresset för denna typ av motor- och bränslekombination har dock medfört att alternativet inte tagits med i tabellen.
- RME ger ungefär samma utsläppsbild som diesel. NO_X emissionerna brukar ligga något högre, men med anpassning av EGR mm finns potential till ungefär samma emissionsnivå.
- För DME kan här den fulla potentialen realiseras. Genom att EGR tillämpas kan NO_X emissionerna sänkas under 1 g/kWh (88-91). Genom att det fortfarande är fråga om en dieselmotor kan låga HC och CO emissioner erhållas, samtidigt som bränslet p s s som alkoholer inte ger upphov till några sotemissioner och har därmed låga partikelutsläpp. Bulleremissionerna kan ligga på samma nivå som en ottomotor.
- Gasbränslena har i ottomotorer potential till avsevärt lägre NO_X emissioner än diesel. Detta oberoende om lean burn dvs förbränning med (stort) luftöverskott, (101-103) eller TWC teknik (85) används. Den senare kan ge de lägsta NO_X emissionerna, men har en del andra nackdelar som t ex de höga termiska belastningar som uppstår vid förbränning vid stökiometriskt förhållande mellan luft och bränsle. Emissionerna av totalkolväten (THC) och CO ligger för en ottomotor (före kat) generellt alltid högre än för en dieselmotor. Eftersom kolvätena från en gasmotor är av en mera harmlös karaktär, och CO från tunga fordon inte är något stort problem, innebär inte detta någon nämnvärd nackdel. Katalysatorer som är effektiva på att oxidera metan har varit svåra att utveckla. Det är möjligt att framtida europeiska avgasregler tillåter att metan räknas bort från totalkolvätena (NMHC), vilket gör det lättare att klara kolvätegränsvärdet. Emedan metan är en mycket potent växthusgas är det dock viktigt att minimera utsläppen. Partikelutsläppen är i gengäld alltid mycket låga för gasmotorer av ottotyp. För motorer med TWC finns möjlighet att nå ännu lägre emissionsnivåer än med lean burn. Detta gäller framförallt för NO_X, där nivåer under 0,1 g/kWh vid stationära förhållanden har demonstrerats under laboratorieförhållanden. Huruvida denna nivå kan åstadkommas i en transient körcykel och med hänsyn till åldring etc. är ej lika självklart. Utsläpp av gas i distributionssystemet bör

också beaktas enligt tidigare kommentarer. Slutligen ska nämnas att alla motorer med ottoprincip har en avsevärt lägre energiverkningsgrad än motorer med dieselprincip.

6 OREGLERADE EMISSIONER

Nedan har en sammanställning gjorts för oreglerade emissioner med olika drivmedel till lätta och tunga fordon. Ytterligare fördjupning i ämnet görs i bilagorna 1 och 2, där bl a inblandning av etrar i bensin samt reformulerade kvaliteter av bensin och diesel diskuteras. Vi vill dock med kraft framhålla att detta område är mycket svårare än det tidigare och att de slutsatser som kan dras inte är lika självklara och entydiga som för reglerade emissioner (104-108). Stora kunskapsluckor finns alltjämt, och särskilt gäller det för de alternativa bränslena. Behovet av FoU-insatser här är stort.

Bedömningarna gäller endast för dagens tekniknivå. Eftersom nuvarande state-of-the-art tekniknivå för ett flertal av motor- och bränslekombinationerna givit så låga emissioner av oreglerade emissioner att dessa ofta ligger på eller under detektionsgränsen torde den framtida tekniknivån med generellt sett lägre reglerade emissioner även minska de oreglerade emissionerna markant. När mätningar görs vid MTC av oreglerade emissioner med olika bränslen körs fordonen ofta utan katalysator för att öka mätnoggrannheten (18, 49). Även om mätmetoderna med all säkerhet också kommer att förfinas i framtiden har vi inte bedömt det möjligt att uppskatta den framtida nivån för oreglerade emissioner.

I de sammanfattande tabellerna har avsiktligt inga numeriska värden använts, emedan vi med hänvisning till ovanstående inte anser det vara möjligt att kvantifiera de oreglerade emissionerna med tillräcklig noggrannhet. Med nuvarande kunskapsbas kan detta möjligen göras för ett fåtal av motor- och bränslekombinationerna, som t ex för diesel och etanol (113).

Förbättrade dieselbränslen och i synnerhet bensiner ger en mycket stor effekt ur ***hälsosynpunkt*** på befintliga fordon med dålig avgasrening och för tvåtaktsmotorer av alla typer. Utsläppen av cancerframkallande ämnen kan i många fall minskas 5-10 ggr vid övergång från konventionella bränslen till dieselbränsle av Mk1 respektive alkylatbensin. På köpet erhålls också en sänkning av NO_X-utsläppen med 5-25 % på befintlig fordonspark.

6.1 Lätta fordon

6.1.1 Allmänt om oreglerade föroreningar i avgaser från personbilar med ottomotor.

Många oreglerade föroreningar i personbilsavgaser förekommer i låga halter, särskilt från katalysatorbilar. Eftersom många är cancerframkallande utan någon tröskelnivå för effekter är det dock viktigt att de reduceras till lägsta tekniskt möjliga nivå. För att få väl mätbara mängder och hålla osäkerheten i mätningarna på en acceptabel nivå utförs ofta mätningarna på fordon med syresondsstyrd bränsletillförsel men med katalysatorn bortmonterad. Detta ger utsläpp under en längre mätperiod som väl motsvarar utsläppen under de första minuterna efter kallstart då katalysatorn ännu inte nått full driftstemperatur. Vid de mätningar som utförts på MTC i två olika projekt och tidigare utförts på bilavgaslaboratoriet i Studsvik kan man dra följande slutsatser när normal handelsbensin jämförs med alkylatbensin och metanol:
CO- liksom HC- utsläppen varierar i ringa omfattning mellan bränslena medan NO_X-utsläppen sänks med ca 25% vid användning av alkylatbensin jämfört med standardbensin. För metanol bör också NO_X-utsläppen minska enligt teoretiska överväganden och enligt andra laboratoriers resultat. Den relativt största miljövinsten med metanol, etanol och alkylatbensin som bränslen i ottomotorer ligger dock i den kraftiga minskningen av främst partikelburna mutagena ämnen som olika PAH liksom för bensen och andra aromater där reduktionen av utsläppen är 90%

eller mer jämfört med normal bensin. Däremot ökar utsläppen av vissa aldehyder (ca 20% för alkylatbensin och upp till 5 ggr för metanol vid drift utan katalysator) vilket dock inte bedöms utbalansera miljövinsten på övriga områden. Påverkan på utsläppen av 1,3-butadien är osäker men på teoretiska grunder bör ren metanol och naturgas ge i princip nollutsläpp av denna på sistone uppmärksammade cancerogen. Utsläppen av fotokemiskt aktiva ämnen minskar kraftigt med alla tre ovan nämnda alternativ till dagens bensin, men några siffror kan inte ges då nästan alla resultat från forskning utomlands har utförts på sk M85- respektive E85-bränslen där 15 % vanlig handelsbensin inblandats i alkoholen. Det E85-bränsle som saluförs i Sverige för försöksbilar har ingen inblandning av handelsbensin utan i stället en inblandning av isomerat, dvs lätta isoparaffiniska kolväten. Därmed torde ytterligare miljövinster uppstå och minska hälsofarligheten väsentligt jämfört med E85 med handelsbensin.

6.1.2 Polyaromatiska kolväten (PAH)

Det är tidigare visat att en begränsning av PAH-halten i bensin kraftigt reducerar PAH-utsläppen med avgaserna. Med ledning av uppgifter från bilavgaslaboratoriet i Studsvik torde med normal bensin ca 50% av PAH-utsläppen komma från bensinens PAH-innehåll (113). Med en extrem bensin som enbart bestod av alkylat (isoparaffiner) minskades PAH- och partikelutsläppen, liksom mutagen effekt och TCDD-receptorpåverkan med 90%. Detta innebär att aromater och olefiner kan beräknas stå för ca 40% av PAH-utsläppen.

Eftersom man anser det viktigt att begränsa utsläppen av bensen, som genom exponering utanför yrkesmiljön antas ge upphov till av storleksordningen 10 leukemifall per år i Sverige, borde det vara minst lika viktigt att begränsa aromat- och polyaromathalten i bensin. Enbart antalet lungcancerfall i Sverige orsakade av luftföroreningar är flera hundra och en stor andel av dessa kan vara orsakade av PAH-utsläpp från bensindrivna bilar. I miljöklass 1-bränslen är det således en självklarnet att reglera PAH-halten.

Den del av bensinen som är katalytiskt reformerad får under processen sin PAH-halt mångdubblad och eftersom ingen destillation förekommer efter reformeringsprocessen hamnar alla dessa PAH-kolväten i den färdiga bensinen. En destillation av reformatet skulle kunna minska halten av PAH drastiskt dock naturligtvis till en extra investerings- och driftskostnad.

Reformulerad bensin är en försvenskning av det amerikanska "reformulated gasoline" som innebär en ändring av sammansättningen så att mängden giftiga ämnen i bensinen minskas liksom mängden av ämnen som ger upphov till marknära ozon och fotokemisk smog. I praktiken innebär detta en sänkning av aromat och olefinhalt i bensinen liksom en sänkning av ångtrycket för att minska avdunstningen. En mera detaljerad beskrivning av bensin finns i bilaga 3.

6.1.3 Användning av oxygenater i blandbränslen

När det gäller inblandning av oxygenater i bensin framhålls ofta att NO_X-utsläppen ökar. I ett projekt som genomfördes vid bilavgaslaboratoriet (SNV PM 1812) provades att använda 5% etanol i bensin utan omställning av bränsletillförseln. För 5 olika bilar (utan katalysator) fick man i genomsnitt vid +22°C, +5°C och -10°C en signifikant (90%) sänkning av CO-utsläppen medan mindre sänkningar av HC och NO_X-utsläppen ej var signifikanta. Det synes därför sannolikt att låginblandning av oxygenater kan ge en signifikant sänkning av CO-utsläppen medan HC och NO_X-utsläppen knappast påverkas mätbart.

När det gäller inblandning av alkoholer i bensin är det väsentligt att detta utförs under sådan kontroll att ångtrycken inte faller utanför specifikationerna. Ångtrycks- och förångningsspecifikationerna måste uppfyllas även vid utminutering i detaljhandeln så att inte

alkoholer blandas i vid pump eller i distributionssystemet i en basbensin som inte är avsedd för ändamålet.

6.1.4 Metanol och etanol

Båda dessa alkoholer ger jämfört med dagens bensin upphov till mycket låga utsläpp av PAH, bensen och andra aromater, och för metanol även obetydliga utsläpp av olefiner. Med dagens motorteknologi är dock utsläppen av formaldehyd och för etanol även av acetaldehyd större. Det totala utsläppet av aldehyder från bensin inkluderat aromatiska aldehyder och aldehyder med fler än 2 kolatomer är dock inte mycket lägre och toxiciteten för många av dessa aldehyder är dåligt känd. Sammanfattningsvis kan man anta att rena alkoholer använda i dedicerade motorer ger upphov till en totalt sett mycket mindre hälsopåverkan än dagens motorbensin. Alkoholerna ger också upphov till lägre utsläpp av fotokemiskt aktiva substanser.

6.1.5 Maximal syrehalt

Det finns redan idag fordon som i sitt styrsystem för bränsleinsprutningen klarar av väsentligt större utmagring (högre syrehalt) än vad som kan komma att anges i framtida miljöklasser. Bränslen med höga oxygenathalter kan ge positiva effekter på avgasernas hälso- och miljöfarlighet, främst genom minskat aromatbehov. För gamla fordon utan katalysator minskar också utsläppen av hälsofarliga kolväten p g a den utmagring som åstadkoms genom högre syrehalt. Det vore därför lämpligt att även bränslen med hög eller mycket hög oxygenathalt skulle kunna få en plats i miljöklassningssystemet om de används för en sluten krets av lämpliga fordon och bränslet i övrigt uppfyller kriterierna för miljöklassificeringssystemet.

6.1.6 Gasbränslen

Vid drift med metan som bränsle i lätta fordon används normalt ottomotorer försedda med trevägskatalysator (TWC). Det bildas mycket små mängder av kolväten med mer än 1 kolatom och i praktiken är det endast oförbränd metan och formaldehyd som är bränsleberoende avgasföroreningar. I den mån andra föroreningar uppmätts är det sannolikt förbränningsprodukter härstammande från smörjolja, eller möjligen härrörande från de tyngre kolvätena i naturgas. Detta innebär att metandrivna motorer har potential för att ge extremt låg hälsopåverkan från oreglerade avgasföroreningar. För propandrift förmodas att valet av motortyp blir ottomotor som drivs ekvivalent bränsle-luftförhållande och avgasrening sker med 3-vägskatalysator. Även här får man räkna med mycket låga utsläpp av hälsofarliga ämnen i semivolatil fas och partiklar, medan det finns flera gasformiga hälsofarliga ämnen dock i mycket låga halter när katalysatorn är driftvarm och i gott skick. De hälsofarliga ämnen som kan förekomma är aldehyder med 1 till 3 kolatomer och dessutom eten och propen.

6.1.7 Sammanställning av oreglerade emissioner för lätta fordon

I tabell 5 nedan har en sammanställning gjorts av några av de oreglerade emissionerna för olika motor- och bränslekombinationer till lätta fordon.

Bränsle	Avgas-rening	Luftvägar			Långtidseffekter		Hälsoeffekter
		NO_x	Partik-lar	Aldehy-der[16]	PAH & mut. [17]	Alkener [18]	summering
Motorer av otto-typ							
Bensin Mk3	TWC	±0	±0	±0	±0	±0	±0 (referens)
Alkylatbensin	TWC	+	+	(-)[19]	+	-	+
5% etanol	TWC	±0	(+)	(-)	(+)	(+)	+
Etrar	TWC	±0	(+)	(-)	(+)	±0 (?)	+
FFV bensin	TWC	±0 (?)	±0	±0	±0	±0	- (?)[20]
FFV M50	TWC	+	+	-	+	+ (?)	+[21]
FFV M85	TWC	+	+	-	+	+ (?)	+
FFV bensin	TWC	±0 (?)	±0	±0	±0	±0	- (?)[22]
FFV E50	TWC	+	+	-	+	+ (?)	+[23]
FFV E85	TWC	+	+	-	+	+ (?)	+
Biogas[24]	TWC	±0	+	±0 (?)	+	+ (?)	+
Naturgas[25]	TWC	±0	+	±0 (?)	+	+	+
Motorgas[26]	TWC	±0	+	±0 (?)	+	+	+
Motorer av diesel-typ							
Diesel Mk3	Ox. kat	-	-	-	-	-	-
Diesel Mk1	Ox. kat	-	-	±0	±0	±0	-
RME	Ox. kat	-	-	-	- (?)	±0 (?)	-

Tabell 5: Oreglerade emissioner för olika drivmedel till lätta fordon

6.2 Tunga fordon

6.2.1 Analysmetoder för oreglerade emissioner

Analys av oreglerade utsläpp från tunga fordon har främst inriktats på att identifiera och kvantifiera ämnen, som ger mutagen effekt, som i sin tur kan leda till cancer. Ett testbatteri har utvecklats av Tätortsprojektet. I detta testbatteri spelar polycykliska aromatiska kolväten en stor roll vid sidan av de biologiska korttidstester. Ames test och TCDD- receptorbindningstest. som visat sig lämpliga. Alkener och aldehyder ingår i testbatteriet. Utöver de ämnen. som ger mutagen effekt, finns i avgaserna från tunga fordon ämnen, som är irriterande på slemhinnorna

[16] Formaldehyd, acetaldehyd och acrolein
[17] Polyaromatiska föreningar (PAC och PAH). samt mutagenicitet enligt Ames test och TCDD.
[18] Alkener (eller olefiner) som eten, propen och 1.3-butadien
[19] Parentes innebär att effekten är säkerställd men ringa.
[20] Observera att FFV bilarna inte optimerats för bensin och därför är något sämre än referensen.
[21] Avdunstningen från M50 ökar jämfört med bensin.
[22] Observera att FFV bilarna inte optimerats för bensin och därför är något sämre än referensen.
[23] Avdunstningen från E50 ökar (dock något mindre än för M50) jämfört med bensin.
[24] Resultaten för biogas är osäkra p g a begränsat underlag.
[25] Resultaten för naturgas är osäkra p g a begränsat underlag.
[26] Resultaten för motorgas är osäkra p g a begränsat underlag.

och påverkar sjukdomar i de övre luftvägarna. Kvävedioxid, partiklar och formaldehyd är exempel på sådana ämnen.

6.2.2 Miljöklassat dieselbränsle

Övergången från traditionellt dieselbränsle till dieselbränsle av miljöklass 1 (Mk1) har minskat utsläppen av mutagena ämnen som t ex PAH med minst 80 %. Likaså har den mutagena effekten minskat med minst 80 % (49). Fordonen, som ingår i undersökningen (49), är från 1989 och nyare. Kväveoxid- och partikelutsläppen minskade med 5 - 10 respektive 10 - 15 %. Aldehydutsläpp är mera fordonsberoende än bränsleberoende.

En oxiderande katalysator minskar utsläppen av mutagena ämnen ytterligare. Partikelutsläppen minskar med upp till 20 % och även aldehydutsläppen minskar med en oxiderande katalysator. En oxiderande katalysator kan öka kvävedioxidandelen (NO_2) av kväveoxiderna kraftigt, även om summan kväveoxider (NO_X) inte påverkas. Det finns dock katalysatorer, som inte har denna omvandling av NO till NO_2. Ett partikelfilter kan filtrera bort över 90 % av partiklarna.

I det följande görs jämförelse med Mk1-dieselbränsle i konventionell dieselmotor, dock utan katalysator.

6.2.3 Etanol

Etanoldrivna fordon utan katalysator har undersökts vad gäller PAH-utsläpp och mutagen effekt med resultatet att de inte är sämre än Mk1-drivna fordon. Resultaten är osäkra p g a låga nivåer (42 eller 18). Med katalysator ligger mutagena effekten nära detekterbarhetsgränsen. Etenutsläppet kan vara förhållandevis högt utan katalysator. Oxiderande katalysator har god effekt på eten. Lägre NO_X- och partikelutsläpp ger mindre påverkan på övre luftvägar. Det bör också påpekas att etanolen har haft tillsats av tändförbättrare. Två typer av tändförbättrare, Avocet® och Beraid®, har testats med ungefär likvärdiga resultat.

6.2.4 RME

RME ger låga PAH-utsläpp, men visade sig trots det ge något högre mutagena effekter än Mk1 (27). Det ökade kväveoxidutsläppet med RME bör påpekas. Partiklarna består till största delen av adsorberade bränsledroppar, varför en oxiderande katalysator troligen ger en partikelminskning med uppskattningsvis 50 %.

6.2.5 Gasbränslen

Gasbränslen (biogas och CNG i ottomotor med lean burn) ger mutagen effekt lika som eller lägre än Mk1 diesel (MTC 9434 och ej publicerat material). Kolväteutsäppet består till största delen av metan, som från hälsosynpunkt är harmlöst. Låga NO_X- och låga partikelutsläpp, liksom låga formaldehydutsläpp ger mindre påverkan på övre luftvägar. De provade gasdrivna fordonen var försedda med katalysator. Teoretiskt borde ren metan - huvudbeståndsdelen i CNG - ge nollutsläpp av PAH och mutagena ämnen från förbränningen. I den mån andra föroreningar uppmätts är det sannolikt förbränningsprodukter härstammande från smörjolja, eller möjligen härrörande från de tyngre kolvätena i naturgas. För att få extremt lågförorenande metanmotor för tunga applikationer måste oljeförbrukningen sänkas. Detta innebär att metandrivna motorer har potential för att ge extremt låg hälsopåverkan från oreglerade avgasföroreningar.

En generell kommentar om ottomotorer som antingen drivs vid lambda 1 eller som lean burn motorer är att om bränsletillförselregleringen fallerar, speciellt när katalysatorn är eller blir skadad så kan emissionerna av oreglerade föroreningar öka mycket kraftigt. Detta observeras inte lätt, eftersom körbarheten inte nödvändigtvis påverkas negativt. För dieselmotorer kan i

dag en mycket god långtidsstabilitet förväntas, och i de fall de drivs med dieselolja uppstår oftast en klart synlig rök i de fall där utsläppen av oreglerade föroreningar är förhöjda.

6.2.6 Sammanställning av oreglerade emissioner för tunga fordon

I nedanstående tabell har en sammanställning gjorts av några av de oreglerade emissionerna för olika motor- och bränslekombinationer till tunga fordon.

Bränsle	Avgas-rening	Luftvägar			Långtidseffekter		Hälsoeffekter
		NO_x [27]	Partik-lar	Aldehy-der [28]	PAH & mut. [29]	Alkener [30]	summering
Motorer av diesel-typ							
Diesel Mk3	Ingen	±0	±0	±0	±0	±0	±0 (referens)
Diesel Mk1	Ingen	(+)	(+)	±0	+	±0	+
Diesel Mk1	Ox. kat[31]	(+)	(+)	+	+	+	+
Diesel Mk1	Kat filter[32]	(+)	+	+	+	+	+
Metanol	Ox. kat	+	+	(+)	+	+	+
Etanol	Ox. kat	+	+	(+)	+	+	+
RME 100 %	Ox. kat	(-)	+	+	+	+	+
RME 30 %	Ox. kat	(-)	+	+	+	+	+
RME 5 %	Ox. kat	±0	+	+	+	+	+
Scafi 101	Ox. kat	±0	+	+	+	+	+
DME	Ox. kat	+	+	?	?	?	+
Motorer av otto-typ							
Biogas	Ox. kat	+	+	+	+	+	+
Naturgas	Ox. kat	+	+	+	+	+	+
Motorgas	Ox. kat	+	+	+	+	+	+
Motorgas	TWC	+	+	?	+	?	+

Tabell 6: Oreglerade emissioner för olika drivmedel till tunga fordon.

7 SLUTSATSER

Som synes har de flesta motor- och bränslekombinationerna stor potential för framtida emissionsreduceringar. Att entydigt utse något enskilt bränsle till det miljömässigt bästa alternativet är svårt, särskilt som utsläppen bör betraktas i ett livscykelperspektiv. Det sistnämnda har dock legat utanför ramen för denna sammanställning. Därtill är det underlag som finns för reglerade och i synnerhet för oreglerade emissioner alltför begränsat. Behovet av FoU inom detta område är stort. Med det underlag som finns kan möjligen sägas att

---

[27] För de kombinationer som bedömts till + eller (+) för inverkan av NO_x på luftvägar förutsätts att den oxiderande katalysatorn inte ökar NO_2 andelen av NO_x. Katalysatorerna på fordon som testats på MTC har ibland haft hög NO_2-andel.

[28] Formaldehyd, acetaldehyd och acrolein

[29] Polyaromatiska föreningar (PAC och PAH), samt mutagenicitet enligt Ames test och TCDD.

[30] Alkener (eller olefiner) som eten., propen och 1,3-butadien

[31] Mk1 ger genom sin låga svavelhalt möjlighet att använda en *effektiv* oxiderande katalysator.

[32] Mk1 ger genom sin låga svavelhalt möjlighet att använda en *effektiv* oxiderande katalysator kombinerad med partikelfiltret.

gasbränslen i dag har ett viss försteg före andra bränslen. De främsta fördelarna är: kallstartemissioner för lätta fordon, reglerade emissioner för tunga fordon samt oreglerade emissioner för alla typer av fordon. Det relativa försprånget torde i någon mån kunna behållas även inom tidshorisonten till år 2005.

Inom överskådlig framtid, troligen förbi år 2005, kommer gamla bilar (personbilar utan katalysator) att stå för en dominerande del av avgasutsläppen i Sverige, främst när det gäller hälsofarliga föroreningar. För att minska hälsopåverkan från dessa fordon bör de försörjas med reformulerade bränslen. Eftermontering av reningsutrustning för såväl lätta som tunga fordon där så är nödvändigt och möjligt är en kompletterande lösning.

En förutsättning för att en positiv utveckling avseende alternativa bränslen skall komma till stånd är att Sverige i internationellt samarbete anger de framtida utvecklingslinjerna och kravnivåerna. Därigenom kan motor- och fordonstillverkare samt drivmedelsleverantörer koncentrera sina utvecklingsresurser och ges den framförhållning som är nödvändig för att utveckla och producera kostnadseffektiva och väl fungerande lösningar.

Vår bedömning är dock att utvecklingen av motor- och bränslekoncept inte är den egentliga styrande faktorn utan det är i stället drivmedelsproduktion och uppbyggnad av infrastruktur för distributionen.

8 REFERENSER

1. Naturvårdsverket: Trafik och miljö. Naturvårdsverket Rapport 4205, 1993.
2. Banverket, Luftfartsverket, Sjöfartsverket, Vägverket: Trafikverkens Miljörapport 1993, Publikation 1994:92, 1994.
3. Banverket, Luftfartsverket, Sjöfartsverket, Vägverket: Trafikverkens Miljörapport 1994, 1995.
4. Luftfartsverket: Beskrivning av emissionsberäkningar för trafikverkens miljörapport 1994.
5. Vägverket: Miljörapport 1994, Publikation 1995:14, 1995.
6. Vägverket: Miljörapport 1994, underlagsrapport, Publikation 1995:15.
7. International Energy Agency (IEA): Cars and Climate Change. OECD, Paris. 1993.
8. Gadefelt B.: Dieselmotorn och dess avgasemissioner. Dieselmotorn och miljön, Scania Miljöseminarium om Dieselavgaser, Scania, 1988.
9. Nylin S. (Editor).: Dieselmotorn och miljöfrågan. Scania, 1991.
10. Sjöström S.: Bilen, flyget och miljön. Scania.
11. Sjöström S.: Bilen, flyget och miljön - inför 2000-talet. Scania, 1990.
12. Brandberg Å., Ekelund M., Johansson A., Roth A.: The Life of Fuels. Ecotraffic, 1992.
13. Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD): Choosing an Alternative Transportation Fuel. OECD, Paris, 1993.

14. International Energy Agency (IEA): Biofuels. IEA Paris, 1994.

15. Michaelis L.: The Transport Sector in OECD Europe. OECD, Paris 1995.

16. Bucksch S.: The Swedish Demonstration Program for Alcohol-Based Motor Fuels. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

17. Berg R.: Blandbränsle: diesel-emulgator-etanol. Etapp I, KFB-diarienummer 93-126-742, KFB, 1995.

18. Laveskog A.: Emissions of unregulated compounds from five different gasoline qualities. MTC report 9308, 1995.

19. Brandberg Å. och Sävbark B.: Oxygenater i motorbensin. Konsekvensanalys - en förstudie. NUTEK rapport R 1994:5, 1994.

20. Kirchenblatt M., Burelle C. and Prakash C.: Low ambient Temperature Effects with Oxygenated Gasolines. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

21. Nylund N.-O., Kytö M., Ikonen M., Rautiola A. och Kokko J.: Uusien oksygenaattien käyttö bensiinikomponentteina. VTT Tiedotteita 1364, Osa 1. Valtion Teknillinen Tutkimuskeskus (VTT), 1993.

22. Kytö M., Nylund N.-O., Kivi J., Rautiola A. och Orre K.: Uusien oksygenaattien käyttö bensiinikomponentteina. VTT Tiedotteita 1521, Osa 2, Valtion Teknillinen Tutkimuskeskus (VTT), 1993.

23. Graham J. A. Gerrity T. R. and Davis M. J.: Potential Health Risks of Gasoline Oxygenated with Methyl Tertialry Bytyl Ether. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

24. Springer K. J. and Smith L. R.: Experiments with MTBE-100 as an Automobile Fuel. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

25. Cima F. and Sposini M.: ETBE: Ecofuel's Experience. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

26. Bauder R., Dorsch W., Dotzauer H., Pölzl H. W., Stähle H. (Audi): Audi-Turbodieselmotor mit Direkteinspritzung -leise und schadstoffarm nach MVEG II. MTZ 55, 1994.

27. Wünsche, P. und Wojik K.: AVL LEADER: Die neue PKW Dieselgeneration konstruiert für niedrige Emissionen. 14 Internationales Motorensymposium, Wien 1993.

28. Wünsche P. und Glanz R.: Vier Ventile für den PKW-Dieselmotor mit Direkter Einspritzung. Tagung Mehrventiltechnik im Motorenbau, Haus der Technik Essen, 1994.

29. Chickocki R., Herzog P. und Schweinzer F.: Neueste Entwicklungsergebnisse an schnellaufenden direkteinspritzenden Dieselmotoren im PKW. 15 Internationales Motorensymposium, Wien, 1994.

30. Herzog P. and Burler L.: Recent Developments in High Speed Diesel Engines, JSAE 9302574, Spring Convention , Yokohama, 1993.

31. Menne R. J., Rechs M., Horrocks R. und Harbolla B.: Entwicklungstendenzen bei PKW-Dieselmotoen. MTZ (Motortechnische Zeitschrift) 55, 1994.

32. Ricardo Consulting Engineers: Automotive Diesel Engines & the Future, Ricardo, 1994.

33. Baudino J. H., Voelz F. and Marek N.J.: Emissions from Three Illinois E85 Demonstration Fleet Vehicles. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

34. Bechthold R. L. and Peres W. B.: M85 Lifetime Emissions and Operating Experience. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

35. Hoekman K. S. and Jensen T. E.: Methanol Vehicle Emissions Round Robin Test Program. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

36. Decker G., Heinrich H., Kröll M. and Loeck H.: Field Experience and Progress of Volkswagen's Multi Fuel Vehicles. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

37. Gabele P. and Black F.: Emissions and Fuel Economy of Federal Alternative Fueled Fleet Vehicles. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

38. Maxwell T. T. and Jones J. C.: Long-Term Methanol Test Program: Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

39. Mettrick C. and Schwartz S. E.: A Study of the Effects of Extended Oil-Drain Periods on Engine Oil Degradation and Engine Durability in a Fuel-Flexible Vehicle. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

40. Huff S. P., and Hodgson J. W.: Demonstration of the Fuel Economy Potential of a Vehicle Fueled with M85. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

41. Hoekman S. K. and Jensen T. E.: Methanol Vehicle Emissions Round Robin Test Program. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

42. Browning L. H. and McCormack M. C.: A Technology Assessment of Light-Duty Methanol Vehicles. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

43. Marshall W. F.: Reaktivity Adjustment Factor for Vehicles Operating on E85. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

44. Bin Han S., Soo Mun S., Lee N., Lee J., T. and Lee S.: Characteristics of the Engine Performance of the Methanol Fueled Spark Ignition Engine by the Fuel Vaporizing Device. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

45. Maxwell T. T,. Jones J. C., Shah P. S., Boyce C. and Parker H. W.: Cold-Starting Engines Fueled With Neat Methanol. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

46. Quissek F., Zelenka P., Hulak K. And Kapus P.:Cold Start Performance Comparison of Alcohol-Fueled Engines with In-Cylinder and Port Fuel Injection. SAE paper 920003.

47. Nylund N.-O, Ikonen M., Kytö M., Lappi M., Westerholm M. and Laurikko J.: Performnace Evaluation of Alternative Fuel/Engine Concepts. IEA Alternative Motor Fuels, Annex V, Final Report, IEA 1995.

48. Weidmann K.: Anwendung von Rapsöl in Fahrzeug-Dieselmotoren. ATZ (Automobiltechnishe Zeitschrift) 97, 1995.

49. Grägg K.: Effects of Environmentally Classified Diesel Fuels, RME and Blends of Diesel Fuels and RME on the Exhaust Emissions. MTC report 9209B, 1994.

50. Ekelund M., Egnell R. och Gabrielsson R.: Naturgas som kolvmotorbränsle, STU Information nr 751-1989, STU (numera NUTEK), 1989.

51. Edited by Sypher:Mueller International Inc. and Ecotraffic AB: Methane as a Motor Fuel. IEA Alternative Motor Fuels Annex VI, IEA, 1992.

52. van der Weide J., Berendsen J. M., de Roos M., Moreau J. F.m Griesemann J. C. and Allard G.: Development of an Optimized CNG Passenger Car with Petrol Limp-Home System. SAE paper 940760, 1994.

53. Grägg K.: "Lågemitterande" bussar, dieselkatalysator från Degussa, Volvos cityfilter. MTC rapport 9006, 1992.

54. Grägg K.: Kemiska analyser och biologiska test i avgaser från färgat och ofärgat dieselbränsle. MTC rapport 9431, 1995.

55. Grägg K.: Emissionsmätningar med och utan katalysatorljuddämpare. MTC rapport 9430A, 1994.

56. Grägg K.: Chemical Characterisation and Biological Testing of Exhaust Emissions from a Truck Fueled with EC1 and EPEFE Reference Fuel. MTC report 9510, 1995.

57. Grägg K.: The Effect on the Exhaust Emissions of Changing to a Low Aromatic , Low PAC and Low Sulfur Diesel Fuel. MTC report.9517, 1995.

58. Grägg K.: Emissionsmätningar med en prototyp till ett CRT-avgasfilter. MTC rapport 9430B, 1994.

59. Grägg K.: Reduction of diesel engine emissions. MTC report 9405 A, 1995.

60. Hedbom A.: Emissions of Two Volvo/VME Heavy Duty Off Road Engines. MTC report 9307A, 1994.

61. Hoepke E.: Euro II - Ein Höhepunkt nach 70 Jahren Dieselmotor im Lastwagen. ATZ 96, 1994.

62. Needham J. R., Doyle D. M. and Nicol A. J.: The Low NOX Truck Engine. SAE Paper 910731, 1991.

63. Rieck G. and Übelacker A.(MAN): Die neue schwere Lastkraftwagen-Baureihe F2000 von MAN. ATZ 97, 1995.

64. Broome D.: Reduction of exhaust emissions from the diesel engine - state of the art research. International Scientific Conference: The motor Vehicle of Tomorrow and Environmental Protection. The Italian Mont Blanc Tunnel Company, Courmayeur, 23-24 jan. 1992.

65. Zelenka P. Reduction of Diesel Exhaust Emissions by Using Oxidation Catalyst. Meeting and Exposition: International Fuels and Lubrications, 22-25 Oct. 1990, Tulsa, Oklahoma., 1990.

66. Rydén C.: Flottförsök med 32 etanolbussar vid AB Storstockholms Lokaltrafik. Utgiven av KFB och NUTEK: NUTEK rapport R 1995:6 ,KFB-rapport 1994:2, 1995

67. Berg R.: Demonstration Program for Heavy Duty Vehicles Equipped with Ethanol Powered Diesel Engines. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

68. Egebäck K. E.: Avgasemissioner från etanoldrivna bussar. MTC rapport 9056, 1995.

69. Gjirja S. and Olsson E.: Development of an Ethanol Fueled Version of the Volvo TD73 Diesel Engine. KFB Dnr: 92-230-742, 1995.

70. Parry R. E., Miller S. M., and Walker L. W.: Detroit Diesel Corporation Alcohol Engines and Field Experience. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

71. King L. J., James B., Smyth T. and Prakash C.: Service Trials of Ethanol City Transit Buses. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

72. Marek N., Brown M. L. and Weinzierl R. M.: The Peoria Ethanol Bus Fleet Demonstration Project. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

73. Marek N. J. Stamper K. R. and Miller S.: The Ethanol Heavy Duty Truck Fleet Demonstration Program. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

74. Seko T., Tsuchiya K. Kim E. and Yamada H.: Performances and Emissions of Methanol City Bus Engines. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

75. Gandhi K. K., Singhal S. Aigal A. K. Sharma J. and Dutta J. S.: Demonstration Trials on Dual-Fuel Operated Buses on Alcohol. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

76. Uematsu S., Hikino K. Suzuki T. and Yabuuchi S.: Development of an Autoignition Heavy Duty DI Methanol Engine with a Catalyst System. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

77. Jackson M. D. Pellegrin V. and Ikeda R.: The Viability of Methanol as a Fuel for Heavy-Duty Applications. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

78. Bartunek B., Schorn N., Scholz V. and Last R.: Development of a Glow Plug Assisted Heavy-Duty Methanol Engine for Low NOX emissions. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

79. Weins J., Sullivan C. and Jackson M. D.: California's Methanol Truck Demonstration. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

80. Nakashima N., Katafuchi M., Nakajima H., and Imoto K.: Development of a Glow-Assisted Methanol Engine for Light-Heavy Duty Trucks. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

81. Kusaka J., Daisho Y. and Saito T.: Ignition and Combustion in a Glow Assisted D.I: Methanol Engine. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

82. Tsuchiya K. And Seko T.: Combustion Improvement of Heavy-Duty Methanol Engine by Using Autoignition System. SAE paper 950060.

83. Larsson H. and Karlsson L.: The Volvo THG103 low -emission CNG Engine. Volvo Technology Report No. 1, 1992.

84. Grägg. K.: Provningar med en biogasdriven buss från LITA. MTC rapport 9434, 1995.

85. Corbo P., Gambino M. and Unich A.: Comparison Between Lean-Burn and Stoichiometric Technologies for CNG Heavy-Duty Engines. SAE Paper 950057, 1995.

86. Nylund N.-O., Hietaniemi A. och Riikonen A.: Vähäsaasteinen nestekaasukäyttöinen linja-auto lähiliikenteessä. VTT Tiedotteita 1456, Valtion Teknillinen Tutkimuskeskus (VTT), 1993.

87. Nylund N.-O. and Kytö M.: Propane Fueled Heavy-Duty Vehicles. SAE paper 932817, 1993.

88. Fleisch T., McCarthy C., Basu A., Udovich C., Charbonney P., Slodowske W., Mikkelsen S.-E., and McCandless J.: A New Clean Diesel Technology: Demonstration of ULEV Emissions on a Navistar Diesel Engine Fueled with Dimethyl Ether. SAE Paper 950061, 1995.

89. Hansen J. B:, Voss B., Joensen F., Sigurdardottir I. D.: Large Scale Manufacture of Dimetyl Ether - a New alternative Diesel Fuel from Natural Gas. SAE Paper 950063, 1995.

90. Kapus P. and Ofner H.: Development of Fuel Injection Equipment and Combustion System for DI Diesels Operated on Dimetyl Ether. SAE Paper 950062, 1995.

91. Sorenson S., and Mikkelsen S.-E.: Performance and Emissions of a 0.273 Liter Direct Injection Diesel Engine Fuelled with Neat Dimetyl Ether. SAE Paper 950063, 1995.

92. Mitchell D., Pinson J. A. and Litzinger T. A.: The Effects of Simulated EGR via Intake Air Dilution on Combustion in an Optically Accessible Engine. SAE paper 932798.

93. Egnell R.: Dieselmotorn och dess utvecklingspotential. NUTEK B 1992:4, 1992,

94. Gong R. and Waring P.: Improvement of Ether "Chemical Spark" Ignition in Methanol Diesel Engine. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

95. Kato S. and Onishi S.: Performance of Direct Injection Methanol Engine Using Fuel Jet Impingement and Diffusion. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

96. Bartunek B., Schmidt R., Last R. Rogers G., Heinrich H. and Weidman K.: Development of a Spark Ignited DI Methanol Engine for Passenger Car Application. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

97. Bartunek B.and Schorn N.: Utilization of Methanol in Passenger Car Engines. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

98. Zelenka P. and Kapus P.: Development and Vehicle Application of a Multi-Fuel DI Alcohol Engine. XXIV FISITA Congress 7-11 June 1992, IMechE, London., 1992.

99. Kapus P., Chmela F.: Concept study of a heavy-duty bus engine operated on ethanol. NUTEK rapport R 1995:9, KFB-rapport 1994:24., 1995.

100. Niemi S. A. Pitkänen J. A. and Tamminen J. B.: Development of Different Neat Ethanol Driven Direct-Injection Truck and Tractor Engines. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. November 7-10, DOE, 1993.

101. Chmela F. and Kapus P.: The New AVL High-Turbulence Lean-Burn Natural Gas Engine. Seminar on Gas Engines and Co-Generation, ImechE, London, June 17, 1993.

102. Kapus P. and Chmela F.: The New AVL Gas Engine Combustion System. ICE-Vol 20, Alternate Fuels, Engine Performance and Emissions. ASME, 1993.

103. Chmela F. und Kapus P.: Das TRI-FLOW-Verbrennungsverfahren für den Magerbetrieg von Gasmotoren. MTZ (Motortechnishe Zeitschrift) 55, 1994.

104. Almén J.: Analysis of Some Nitrogen Containing Compounds from Vehicle Exhaust Emissions. MTC report 9309, 1995.

105. Almén J.: Dikväveoxid- och metanmätningar i emissionen från 20 katalysatorförsedda personbilar och 2 tunga dieselfordon. MTC rapport 9215, 1992.

106. Egebäck K.E., Bertilsson B.-M.: Chemical and Biological Characterization of Exhaust Emissions from Vehicles Fueled with Gasoline, Alcohol, LPG and Diesel. SNV PM 1635, 1983.

107. Egebäck K.E. , Tejle G., Laveskog A., Undersökning av reglerade och icke reglerade föroreningar vid olika bränsle/motorkombinationer och olika temperaturer. SNV PM 1812, 1984.

108. Egebäck K.E. and Westerholm R.: Sampling and Analysis of Pollutants in the Exhaust from Heavy-Duty Motor Vehicles. MTC report 9329, 1994.

109. Egnell R., Eriksson K.: Energiomvandlare under olika driftsförhållanden. STU dnr 742-89-4095, 1990 (ej publicerad projektrapport).

110. Egnell.: Motor- och fordonstekniska möjligheter att reducera utsläppen av växthusgaser från vägtrafiken. NUTEK rapport R 1991:29, 1991.

111. Heywood J. B.: Internal Combustion Engine Fundamentals. McGraw-Hill Inc., 1988

112. Kawaguchi A., Sato Y., Yanagihara H. and Ishiguro T.: A Study of Soot Formation Processes in a Dual Fueled Compression Ignition Engine. SAE paper 922304.

113. Westerholm R. N., Alsberg T. E., Frommelin Å. B., Strandell M. E. Rannung U., Winquist L., Grigoriadis V. and Egebäck K.-E.: Effect of Fuel Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Content on the Emissions of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Other Mutagenic Substances from a Gasoline-Fueled Automobile. Environmental Science & Technology, Vol. 22, Page 925, August 1988.

114. Rantanen L., Mikkonen S., Nylund L., Kociba P., Lappi M. and Nylund N.-O.: Effect of Fuel on the Regulated, Unregulated and Mutagenic Emissions of DI Diesel Engines. SAE paper 932686, 1993.

INBLANDNING AV ETRAR I BENSIN

Bakgrund och introduktion

I det följande redovisas de resultat som framtagits på dessa laboratorier på bilar av den typ som rullar på svenska vägar. De prov som utförts har alla körts med alkoholblandade bränslen med varierande alkoholkoncentration. Eftersom alkoholer har 2-3 ggr högre ångbildningsvärme än bensinkomponenter och MTBE, kan detta påverka förbränningsförloppet. De skillnader i emissioner som visats är således inte bara en följd av syrehalt (eller energiinnehåll per liter). Man kan anta att MTBE vid inblandning till samma syrehalt på grund av sitt lägre ångbildningsvärme ger mindre påverkan på körbarhet än alkoholer. För bilar utan katalysator (som kommer att rulla på vägarna i Sverige i 10 till 15 år till) har mätningar utförts. Emissionerna vid körning på bensin, E5 och M15 har utförts med bilar av A10-utförande av 1982 till 1984 års modell som vid tiden för proven var relativt nya, välservade och injusterade för körning på bensin. Om resultaten kan sägas att alkoholinblandningen hos dessa bilar, justerade enligt fabrikantens anvisningar, som väntat sänkte CO-utsläppen och höjde HC-utsläppen, men också något oväntat också sänkte utsläppen av NOx. Om summan av effekterna är önskad eller ej är en besvärlig värderingsfråga. Om effekterna är överförbara på MTBE med ett lägre ångbildningsvärme får man ta hänsyn till att MTBE sannolikt har små hälsoeffekter jämfört med basbensinen.

Resultat

Resultat från den senaste bränsleundersökningen som utförts vid MTC åt Naturvårdsverket, Aspen petroleum och Aspen Petroleum visar på intressanta resultat. Den Volvo som ställts till förfogande har ett adaptivt bränsleregleringssystem och kördes på fem olika bränslen. Av dessa har tre valts ut såsom intressanta för nu föreliggande frågeställning. Blend 5 motsvarar väl dagens bensin medan alkylat betecknar ett bränsle av rena isoparaffiner. Aspen taxi är samma alkylat försett med c:a 5% C8-aromater och 16% etanol. Ur resultaten kan läsas ut att alkylatet ger lägre utsläpp av NO_X och partiklar jämfört med standardbränslet. Med Aspen taxi-bränslet med sin syrehalt av c:a 6% sker en signifikant sänkning av CO-utsläppen och faktiskt även av HC-utsläppen, medan det trots detta inte sker någon signifikant ändring av NO_X-utsläppen som är lika låga som för det rena alkylatet.

Slutsatser rörande provningar i Sverige

De provningar som genomförts i Sverige med bränslen med en hög syrehalt i bilar som ej omjusterats visar inte på några klara trender på emissionspåverkan. Alla prover har dock skett med olika inblandningar av alkoholer som genom sitt höga energiinnehåll skiljer sig från etrar som t.ex. MTBE.

UTSLÄPP AV PARTIKLAR, PAH, MUTAGENA ÄMNEN MM FRÅN BENSINDRIVNA BILAR. EN JÄMFÖRELSE MED DIESELDRIVNA FORDON.

Det har ifrågasatts om det finns någon anledning att begränsa halten av aromater och polyaromater i motorbensin från t ex folkhälsosynpunkt. Med anledning av att partiklar och PAH står för mycket stor del av det totala antalet cancerfall orsakat av luftföroreningar, finns det anledning att med utgångspunkt från ett tioårigt i Sverige bedrivet forskningsprogram, belysa bensinbilarnas och bensinens del i detta problem.

Partikelutsläppet från bensindrivna bilar är mycket mindre än för dieseldrivna bilar. En katalysatorförsedd bensinbil kan antas släppa ut ca 1 mg/km medan en bil utan katalysator (men med lambdareglering) kan släppa ut 5 - 10 mg/km (i ett fall har vi uppmätt ca 50 mg/km). En dieselbil släpper ut ca 50 till 120 mg/km av partiklar när den är i gott skick och av 1989 års modell eller senare.

Vid mätningar gjorda 1981 på fordon av ca 1980 års modell (se SNV PM1635) var de dieseldrivna personbilarna ca 10 ggr sämre både när det gällde PAH-utsläpp och mutagen aktivitet men sedan dess har dieselbilarna förbättrats rejält.

När det gäller partiklarnas innehåll av hälsoskadliga komponenter är bensinbilarnas försprång mer än uppätet. En modern dieselpersonbil kan antas släppa ut ca 200 µg PAH/km medan en bensindriven släpper ut ca 800 µg/km om den har lamdareglering men inte katalysator. Man kan med fog anta att bilden är mycket mer oförmånlig för bensinbilarna när temperaturen sänks ned mot 0 °C eller lägre och det dessutom kanske handlar om gamla förgasarbilar. Utsläppen av PAH från katalysatorförsedda bilar är ca 5 till 50 µg/km vid + 20 °C och för en enda bil som man undersökt vid lägre temperatur steg utsläppet ca 3 ggr vid - 7 °C. För 5 st bilar utan katalysator men i mycket gott skick var utsläppet av PAH 100 - 200 µg/km vid + 20 ° C, 150 - 400 µg/km vid + 5 ° C och 650 - 950 µg/km vid ca -7°C. Dessa bilar provtogs dock endast på partikelfasen och dessutom endast för 14 st PAH vilket gör att värdena minst är en faktor 4 lägre än vad dagens mätningar skulle ge till resultat. De lägre värdena i intervallen uppnåddes med en bensin som innehöll 41 mg/l av PAH (14) och de högre värdena med en bensin som innehöll 103 mg/l av PAH (14). Aromathalterna var 48 resp 42 %. Av detta kan man sluta sig till att PAH-halten i bensinen har en avgörande inverkan på PAH-utsläppet och bör hållas nere så långt det är möjligt. Den biologiska aktiviteten från bensinbilar utan katalysator är ca 10-90 revertanter /m och 0,5-3 revertanter/m med katalysator. Om ett rent isoparaffinbränsle används sänks såväl PAH-utsläppet som den mutagena aktiviteten med ca en faktor 10 för bil utan katalysator. För bilar utrustade med katalysator och när isoparaffinbränsle används sänks PAH-utsläppet med mer än 10 ggr och den mutagena aktiviteten med 2 ggr. När det gäller TCDD-receptoraktiviteten sänks den för bilar utan såväl som med katalysator med ca en faktor10 där en katalysatorbil utgår från en ca 10 ggr lägre nivå än en bil utan katalysator.

Utsläpp av PAH från en lastbil (Scania DS 1115) har uppmätts till 60 à 250 µg/km medan samma lastbil försedd med partikelfilter släppte ut ca 20 µg PAH/km. Den biologiska effekten var 200 till 1 200 revertanter/m utan partikelfilter och 20 till 300 med filter.

En senare modell av Scania har tillsammans med en Volvo lastbil testats med miljöklass 2 - bränsle med och utan katalysator resp filter. Utan reningsanordning är PAH-utsläppen ca 100 µg/km, med filter ca 50 och med katalysator ca 8 µg/km. Den mutagena effekten uppmättes till 50 - 300 revertanter/m utan reningsutrustning och med filter monterat medan katalysatorn sänkte effekten till ca 20 revertanter/m. Den biologiska effekten mätt med TCDD-receptorer

var för båda lastbilarna av samma storleksordning som för en bensinbil utan katalysator och med katalysatorrening på lastbilen nådde man nästan ner till samma nivå som kan uppmätas hos en katalysatorrenad personbil.

Av det ovanstående kan fastslås att :

1. Dieseldrivna personbilar av senaste årsmodeller är inte sämre än bensinbilar när det gäller utsläpp av biologiskt aktiva ämnen i partiklar. Däremot är partikelmängden avsevärt mycket större.
2. Inte ens dieseldrivna lastbilar släpper ut större mängd biologiskt aktiva ämnen i partiklar räknat per kilometer, trots ett mycket större uträttat arbete per körd km.
3. En ökad användning av dieselolja av miljöklass 1 kommer att förbättra dieselfordonens utsläpp ytterligare.
4. Användning av ett helt aromatfritt isoparaffinbränsle i bensinbilar synes minska utsläppen av partiklar, PAH, ämnen med mutagen aktivitet och ämnen med effekt på TCDD-receptorer med en faktor 10! Detta gäller såväl för bilar utan katalysator som med katalysator.
5. Utsläppen av PAH från bensinbilar är beroende även av PAH-halten i bensinen (huvudsakligen från reformatet). Med normal bensin innehållande 50 - 100 mg PAH/l kommer ungefär 50 % av PAH i avgasema från bränslets PAH.
6. Från avgasutsläppssynpunkt kan det alltså fastslås att det finns mycket starka skäl att kraftigt begränsa motorbensinens innehåll av såväl aromater som PAH.

Referenser

1. Chemical and biological characterization of exhaust emissions from vehicles fueled with gasoline, alcohol, LPG and diesel. K.E. Egebäck and B.M. Bertilsson editors. SNV PM 1635. (Swedish Env Prot Agency) 1983.
2. Undersökning av reglerade och icke reglerade föreningar vid olika bränsle/motorkombinationer och olika temperaturer. K.E. Egebäck, G. Tejle, A. Laveskog. SNV PM 1812. (Swedish Env Prot Agency) 1984
3. Chemical analysis and biological testing of emissions from a heavy duty diesel truck with and without different particulate traps. R. Westerholm et al. SAE 860014
4. "Lågemitterande" bussar, dieselkatalysatorer. Volvos citvfilter. K. Grägg. MTC. AB Svensk Bilprovning, 199206.
5. Preliminära resultat från en undersökning för SNV rörande 3 bensinkvali-teter. A Laveskog, MTC, AB Svensk Bilprovning. 199212.
6. Effect of fuel polycyclic aromatic hydrocarbon content on the emission of polycyclic aromatic hydrocarbons and other mutagenic substances from a gasoline-fueled automobile. R.N. Westerholm et al, Environmental science and technology, vol. 22, page 925, August 1988.

OM BENSIN

I bensin av idag ingår tusentals olika kolväten som i sin tur kommer ur olika raffinaderiprodukter. Nedan ges en kort beskrivning om hur framställningen av vissa av dem går till och något om deras egenskaper.

Reformat kommer från en katalytisk "reformer" ibland kallat platformat från en "platformer". Detta är en mycket aromatrik produkt med mycket höga såväl MON- som RON-tal. Reformatet innehåller normalt aromater med 6 kolatomer (bensen) till 10 kolatomer men också polyaromater (PAH) som bildas under reformeringen. I bensin ingår också krackade kolväten, olefiner, från olika processer där högmolekylära (tunga) oljor brutits ned till lättflyktiga omättade kolväten. Bland dessa olefiner finns också många som har höga oktantal. De lättflyktiga kolvätena från råoljedestillationer med 5 till 6 kolatomer som kan användas i bensin har låga oktantal men genom att behandla dem i en isomeriseringsanläggning där raka kolväten omvandlas till grenade (isoparaffiner) fås en produkt med högre oktantal, isomerat.

Alkylat består nästan enbart av isoparaffiner med 7 till 10 kolatomer, där huvudkomponenten är isooktan (> 50%). Alkylat tillverkas huvudsakligen av isobuten från krackningsprocesser. Isobuten kan också tillverkas av normal- och isobutan. Numera börjar även propen och penten användas vilket breddar tillverkningsbasen ytterligare.

Ur motorsynpunkt skall ett bränsle till en ottomotor ha högt oktantal vilket gör att alla ovan nämnda komponenter med höga oktantal är lämpliga som bränslen. Olefiner är kemiskt och termiskt instabila och kräver tillsatser av antioxidanter och rengörande additiv för att inte orsaka kraftiga avlagringar i motorerna.

Aromater och även olefiner sotar kraftigt vid förbränning med luftunderskott, d v s vid kallstart, och vid upprepade kallstarter med korta körsträckor kan man få kortslutning i tändstiften på grund av sot.

Isomerat och alkylat är kemiskt och termiskt stabila och sotar mycket mindre än andra bensinkomponenter.

Ur raffinaderisynpunkt är isomerat och reformat att föredra eftersom tillverkningsprocesserna är billiga och använda sedan länge. Reformeringen ger dessutom som biprodukt stora mängder väte som används för avsvavling av oljor och hydrering av dieseloljor. Alkyleringsprocessen utvecklades i USA under andra världskriget för att försörja flyget med högoktanig bensin. Idag används fluorvätesyra eller svavelsyra i processen men t ex Topsoe i Danmark har nu tagit fram en fastbäddskatalysator för processen. För konventionella raffinaderier är alkyleringsprocessen inte något förstahandsobjekt för investering på grund av kostnader och påstådd råvarubrist.

Ur hälso- och miljösynpunkt är isomerat och alkylat kraftigt att föredra vid exposition för ångor såväl som vid hudkontakt. Även avgaserna särskilt från 2-taktare och äldre bilar utan katalysator blir med dessa bränslen väsentligt mycket mindre hälsoskadlig än från konventionell bensin.

Olefinernas hälsoeffekter är dåligt kända men de ger högre halter av lätta olefiner som eten, propen och 1,3 butadien i avgaserna och dessa tre föreningar är alla misstänkta carcinogener.

Reformatet innehåller många ämnen som är neurotiska men hälsofarligheten kommer främst från bensen och PAH på grund av deras cancerframkallande effekter. Genom en fullständig

destillation (som idag inte tillämpas) där såväl bensen som PAH avskiljs skulle reformatets hälsorisker minskas avsevärt.

Reformulerad bensin är en försvenskning av det amerikanska "reformulated gasoline" som innebär en ändring av sammansättningen så att mängden giftiga ämnen i bensinen minskas liksom mängden av ämnen som ger upphov till marknära ozon och fotokemisk smog. I praktiken innebär detta en sänkning av aromat och olefinhalt i bensinen liksom en sänkning av ångtrycket för att minska avdunstningen.

OM BRÄNSLEN

Introduktion

Under mer än 100 år har motorer och bränslen utvecklats tillsammans och idag har motorer med dieselprincip respektive ottoprincip bränslen som kraftigt avviker från varandra. För att kvalitetsgradera bränslena har två system för bränslekarakterisering utvecklats där cetantal används för dieselbränslen och oktantal för ottomotorbränslen.

Dieselprincipen kräver ett bränsle som självantänder lätt vid insprutning i motorn vid den höga temperatur som råder under kompressionen medan de gnisttändande ottomotorernas bränslen inte får självantända ens om det finns glödande sotpartiklar i förbränningsrummet. Höga cetantal innebär att bränslet snabbt antänds under insprutningen i dieselmotorn och detta ger i sin tur bättre effekt, lägre ljud och lägre emissioner hos motorn. Dieselolja av låg kvalitet har cetantal under 45 medan normala svenska bränslen idag ligger över 50.

Höga oktantal innebär att ottomotorer kan ha högre kompressionsförhållande utan självantändning av bränslet vilket såväl ökar vridmomentet (och därmed effekten), som ger en minskad bränsleförbrukning. I slutet av 1940-talet hade motorer ofta kompressionsförhållande på 6-7 och bensinen ett oktantal på 68 för oblyad och 74 för blyad. Runt 1970 hade bensinen upptill 99 i oktantal (bl a tack vare höga blytillsatser) och kompressionsförhållandet var 8-9 i motorerna. Därefter har motorer och styrsystem utvecklats vidare så att med ett oktantal för oblyad bensin i Sverige på 95 eller 98 har kompressionsförhållandet hos motorerna kunnat höjas till mellan 9 och 11. Detta har totalt gett 10-20% lägre energiförbrukning, där den nämnda oktantalshöjningen i bensinen står för ungefär hälften av förbättringen.

När nya bränslen förs in på marknaden måste dessa till en början anpassas till motorerna d v s ges cetantal respektive oktantal så att de passar till befintlig fordonspark.

Alternativbränslen av biouprung har sällan ett energiinnehåll per volymsenhet som gör att effekt och emissionsprestanda kan bibehållas med motorns grundinställning för konventionella bränslen. Det enda undantaget är RME för ersättning av dieselolja. För alkylatbensin (som dock är fossilt) är såväl energiinnehåll som oktantal sådana att bränslet direkt kan ersätta konventionell blyfri 95 oktanig bensin.

Alkoholer

Metanol och etanol tillhör med dagens kunskapsläge de främsta kandidaterna till att i framtiden storskaligt ersätta bensin och dieselolja som drivmedel. Båda har lägre energiinnehåll än dagens bränslen, metanol ca 50% och etanol ca 30% lägre än bensin och dieselolja. Detta innebär att för att vara ekonomiskt konkurrenskraftiga måste priserna per liter vara minst 50 resp. 30% lägre eftersom de måste tillföras i motsvarande större mängd till motorerna. Båda alkoholerna har mycket låga cetantal och är odugliga som dieselbränslen i konventionella dieselmotorer. Med tillsats av cetantalshöjande tillsatser (cetantalsförbättrare eller "ignition improvers") i relativt stor dosering fungerar de dock utmärkt i dieselmotorer som något modifierats. De ger dessutom en sänkning av NO_X-utsläppen med ca 30%. I ren form kan alkoholerna användas i modifierade dieselmotorer där tändstift eller glödstift monterats in, men dessa tändanordningar lämnar ännu en del att önska i fråga om långtidshållbarhet.

Ottomotorer som modifierats kompressionsförhållandemässigt och med avseende på mängden tillfört bränsle kan med förbättrad energiverkningsgrad köras på rena alkoholbränslen, men särskilda startanordningar, förvärmning eller startbränsle krävs vid start vid temperaturer understigande + 10° C på grund av etanols och metanols höga flampunkt (+ 10° C) jämfört med bensin (< -30° C).

För framtida utveckling av dieselmotorer och ottomotorer synes både etanol och metanol kunna ge en potential till lägre utsläpp än dagens dieselbränsle respektive bensin främst avseende på NO_x-utsläppen och partikelburna giftiga ämnen.

Vid bränder syns etanollågan dåligt i solljus och metanollågan inte alls. Bränder i båda alkoholerna släcks dock enkelt även med vatten till skillnad från bensin och dieselolja där pulver eller skum krävs.

Vid spill i vatten eller på mark ger alkoholerna upphov till mindre skador än bensin och dieselolja. Speciellt blir det inga långtidseffekter av kvarvarande spill och i vatten gör utspädning och snabb nedbrytning att effekterna avklingar snabbt.

Gasbränslen

Gasbränsle i form av lysgas ($CO + H_2$) var det bränsle som Hans von Otto använde i den första tändstiftsförsedda motorn. Sedan dess har gas i form av naturgas (metan) använts i liten omfattning i motorer för stationärt bruk. Där beskattning och tillgång varit gynnsamma som i Italien och Holland har naturgas respektive LPG använts även i personbilar, lastbilar och bussar. Under det senaste årtiondet har även miljöfördelarna hos gasbränslen gjort att en ökad användning skett i avgasmässigt hårt belastade miljöer.

Miljöriskerna med gasbränslen är små jämfört med bensin och dieselolja. Metan från naturgas är en växthusgas men normala utsläpp i avgaserna bidrar marginellt jämfört med den CO_2 som bildas vid förbränningen. Man kan få stora utsläpp av metan i utvinning och distribution om inte bästa teknik används. I LPG (Liquified Petroleum Gas) är propan och butan tämligen harmlösa ur såväl miljö som hälsosynpunkt. Olefiner som propen, buten och butadien är hälsoskadliga genom epoxidbildning i kroppen med ty åtföljande risk för mutagena skador och cancer. Det är alltså viktigt att LPG i sin specifikation innehåller krav som kraftigt begränsar halten olefiner. Såväl naturgas som LPG ger stora fördelar vid kallstart av ottomotorer genom att bränslet till 100% är förgasat och därigenom inte behöver tillföras i överskott för att möjliggöra start vid låga temperaturer.

Naturgas eller LPG går inte utan omfattande ombyggnader att använda i normala dieselmotorer och de konverteringar som utförts på t ex dieseldrivna bussar har inneburit ombyggnad av motorn till ottoprincip med åtföljande försämrad verkningsgrad, men också i många fall väsentligt mycket lägre emissioner.

Utsläpp vid olyckor av naturgas och LPG ger knappast några hälso- eller miljöskador men kan innebära allvarlig brand- och explosionsrisk.

Vegetabiloljor

Vegetabiloljor har under senare års överskottssituationer funnit sin väg ut på drivmedelsmarknaden. Oförändrade vegetabiloljor har provats i konventionella dieselmotorer med nedslående resultat på grund av koksbildning och andra problem. Motortekniskt fungerar omförestrade oljor, där triestern av glycerol ersatts med metyl- eller etylestrar, RME respektive

REE, mycket bättre och kan bortsett från dåliga köldegenskaper göras till goda dieselbränslen om specifikationerna är tillräckligt hårda.

Vegetabiloljor och deras estrar är dock mindre lagringsbeständiga än dieseloljor - den goda nedbrytbarheten i miljön blir negativ i lagringssammanhang och även oxidationsstabiliteten är lägre än för konventionella dieseloljor.

Utsläpp i miljön innebär dock p g a det som sägs ovan mycket mindre risker för stora eller långvariga skador.

Vid emissionsprovning som genomförts med RME minskar de uppmätta utsläppen av kolväten (HC) kraftigt troligen beroende på att bränslet, med mycket hög kokpunkt jämfört med dieselolja, kondenserar på väg till analysinstrumenten och i högre grad återfinns i partiklarna. Utsläppen av kväveoxider (NO_X) ökar signifikant för drift med RME och är minst 10% högre än för miljöklass 1 - dieselolja.

Miljövärderingssmatris för alternativa bränslens miljö- och hälsopåverkan

Alternativbränsleutredningen

Stockholm 1996

MILJÖVÄRDERINGSMATRIS FÖR ALTERNATIVA BRÄNSLENS MILJÖ- OCH HÄLSOPÅVERKAN

Innehållsförteckning ***sid***

- Bakgrund 1
- Direktiv i sammanfattning 1
- Avgränsning 2
- Utgångspunkter utöver avgränsningar 2
- Primära miljömål avseende utsläpp till luft 3
- Potentiella utsläppsparametrar för miljövärderingsmatris 4
- Utvalda utsläppsparametrar för miljövärderinsmatris 5
- Definition av 'ren'-bränslen och 'blandbränslen' 5
- Matris-anvisningar 6
- Slutsatser 11
- Referenser 12
- Matris 1 15
- Matris 2 16
- Litteraturreferenser insatta i matris 17

Bakgrund

Inom alternativbränsleutredningen (ABU) har en miljövärderingsmatris utarbetats för att ge ett sammanfattande och i möjligaste mån kvantifierbart underlag för en bedömning av de olika bränslenas nuvarande miljökvaliteter. Den ger en ögonblicksbild av den nuvarande situationen, och är baserad på för utredningen tillgängliga resultat av direkta emissionsmätningar. Underlaget har avsetts ge en ögonblicksbild av miljökvaliteten, om alternativa bränslen skulle sättas in i användning idag i vägtrafiken.

Utredaren Karin Jonsson uppdrog, efter beslut vid ABUs femte möte, åt en grupp bestående av Karin Kvist, Bilindustriföreningen (sammankallande), Kjell Lindqvist, LEA, Rolf Berg, SSEU, Hans-Åke Maltesson, SGC, och Reino Abrahamsson, NV, att om möjligt utföra arbetet. Roland Jarsin, SPI, adjungerades till gruppen från 13 augusti 1996.

Rapporten innehåller ett förslag till miljövärderingsmatris för alternativa 'ren'-bränslen.

Direktiv i sammanfattning

1. Värderingsmatris
   a. Jämförelse med bensin (MK2) dieselolja (MK1) som normgivare
   b. Jämförelseinstrument för alternativa bränslen
2. Modell som skall kunna utvecklas till att kunna gradera samtliga fordonsbränslen från ett nolläge upp till maximal påverkan. Skapa en teknik för att bedöma total hälso/miljöpåverkan av ett bränsle.
3. Skilja på emissioner som ger globala, regionala och lokala effekter samt separat redovisa energieffektivitet.

4. Omfatta både reglerade och oreglerade emissioner
5. Alla växthusgasers klimatpåverkan skall beaktas. Andra klimatgaser än koldioxid kan anges som CO_2-ekvivalenter. CO_2 redovisas separat.
6. Bedöma om endast emissioner från fordonsdrift skall beaktas eller livscykelperspektiv för vissa eller för alla emissioner.
7. Kan tillämpas på såväl 'ren'[1] -bränslen som 'blandbränslen'[1].
8. Vid behov ange lämpliga testmetoder och körcykler samt provtagningsmetodik och analysförfarande.

Avgränsning

Inom ramen för de givna direktiven har vissa avgränsningar gjorts. Dessa motiveras av dels huvudinriktningen på miljöaspekterna, dels av inriktningen på möjlighet att nå enighet om resultaten, dels att resultaten ska kunna nås inom rimlig tid.

- Miljöeffekter begränsas till sådana som orsakas av utsläpp till luft.
- Utgångspunkt är i första hand användningsfasen. Från "vaggan till graven" övervägs för CO_2 och några andra gaser med globala och storregionala effekter.
- Av klimatgaserna beaktas inledningsvis huvudsakligen CO_2, eftersom CO_2 dominerar bland klimatgaserna och data i väsentlig grad saknas för övriga.
- Energieffektivitet för motor/bränsle tas ej med i första skedet. Det finns dock indirekt inbyggt i emissionssiffrorna.
- 'Ren'- bränslen behandlas först.
- 'Blandbränslen' med huvudsakligt innehåll av konventionella drivmedel bensin/dieselolja kan tänkas hanteras i relation till det nuvarande miljöklassningssystemet för fossila bränslen. Värdering av inblandning av ett alternativt bränsle i ett konventionellt bränsle bör baseras på testmetoder, körcykler, provtagning och analys i enlighet med beskrivning för lätta fordon i MTC-PM (nr 26 i referenslistan), eftersom en sådan inblandning kan ses som en additivtillsats. Likartat PM för tunga fordon behövs men finns ej idag.
- De bränslen som tas upp är de som inkluderas inom alternativbränsleutredningens ram: motorgas, naturgas, biogas, etanol, metanol, rapsmetylester och DME. MTBE och ETBE kan behandlas i 'blandbränsle'-delen.

Utgångspunkter utöver avgränsningar

Utöver direktiven och avgränsningarna enligt ovan har ett antal utgångspunkter valts av praktiska skäl.

- Bränslekvalitet ingår ej som parameter. Endast bränslen för vilken en specificerad standard finns eller är nära förestående bör miljöklassas, och värderingen baseras på denna standard. I Sverige genomförs arbetet inom SIS-STG. En utgångspunkt bör vara att förslaget är färdigt för remiss därifrån. Jämförelserna utgår från allmänt använd modern relativt bra motor-

---

[1] 'Ren'-bränslen och 'blandbränslen' definieras under särskild rubrik

teknologi/avgasreningsteknologi för nya fordon, vilket preciseras under särskild rubrik.

- Bränslets effekter på emissioner bedöms utifrån data som är tillgängliga.
- Sådana föroreningar/testresultat som ger kända signifikanta hälso- och miljöeffekter tas med.
- Någon miljö- och hälso-kostnadsvärderingsmodell av olika emissioner finns inte. En miljövärderingsmatris som skall ange total påverkan räknat från nolläge måste baseras på en sådan modell. Det ligger utanför gruppens kompetens, tid och resurser att ta fram detta.
- Parametrarna delas in efter global, regional och lokal effekt. Indelningen kompletteras med information om klimat, hälsa och andra miljöeffekter.
- Två matriser har valts. A. Lätta fordon (norm: bensin MK2)
  B. Tunga fordon (norm: dieselolja MK1)
  Ett skäl till detta är att samma basbränsle kan användas i olika motortyper och då ge olika effekter. Beroende på om basbränslet används i otto-motor eller i kompressionsmotor har det olika miljöegenskaper. Likaså ger samma bränsle använt i ett tungt dieseldrivet fordon eller i en dieselpersonbil olika utsläppsbild beroende på att även dessa fordonskategorier vanligen har olika motorteknologi.
- En jämförelsematris skapas med relativa utsläppsangivelser i förhållande till normgivaren. Relativa utsläpp anges med intervall. Normgivarens absoluta utsläpp anges som utgångspunkt för tillkommande bränslejämförelser. Normens relativtal sätts till 10. Det gör att man får heltal att arbeta med (relativtalet 1 hade givit bråkdelar) och lagom preciseringsgrad (100 hade givit 2 siffrors noggrannhet, vilket är för detaljerat).
- En bedömning av alternativa bränslens miljöpåverkan relativt konventionella bränslens kan ske genom jämförelse av medelvärdet av relativtalen. Dessa bör beräknas och jämföras separat för globala effekter, regionala och lokala effekter.

Primära miljömål avseende utsläpp till luft

De av riksdagen satta miljömål som kan påverkas av valet av fordonsdrivmedel har angivits nedan.

Globala miljöeffekter/klimatpåverkan

- Utsläpp av klimatpåverkande gaser skall begränsas. Kostnadseffektiva åtgärder bör genomföras nationellt och internationellt.
- CO_2-utsläpp från fossila bränslen bör stabiliseras till 1990 års nivå, senast 2000, för att därefter minska.

Regionala miljöeffekter

- NO_X-utsläpp skall minska med 30% från 1980 till 1995. Nedfallet skall begränsas till nivåer som inte skadar naturen eller människans hälsa.
- NO_X-nedfallet behöver minska med 50% i södra och västra Götaland.
- Utsläppen av VOC bör minska med 50% mellan 1988 till 2000.

Lokala miljö/hälsoeffekter

- År 2000 skall halterna av CO, NO_2, SO_2, sot och partiklar underskrida riktvärden för luftkvalitet utarbetade av Naturvårdsverket. CO och SO_2 är dock ej svåruppfyllda.

- Utsläppen av cancerframkallande ämnen bör minskas med 90% i tätorter. Ett delmål är att halvera utsläppen till 2005 (från 1990).

Av dessa ter sig miljömålen för CO_2 och NO_x svårast att uppnå. Miljömålet för cancerframkallande ämnen är svårt att följa upp, eftersom riskfaktorer för enskilda hälsofarliga ämnen inte ännu är samstämmigt vedertagna. Inom MaTs-projektet (ett samarbete mellan myndigheter och näringsliv kring ett Miljöanpassat transportsystem) har Naturvårdsverket föreslagit preliminära miljömål för hälsa i tätort, bl a förslag till luftkvalitetsnormer för några cancerframkallande ämnen. I de fall emissionsdata för dessa ämnen funnits tillgängliga för olika bränslen är de medtagna i miljövärderingsmatrisen.

Potentiella utsläppsparametrar för miljövärderingsmatris

Miljöklassning av alternativa bränslen är beroende främst av deras emissionsegenskaper vid användning i motor. Antalet ämnen i avgaserna är i det närmaste oöverskådligt stort.

Utsläppsparametrar och tester som med nu känd kunskap om bilavgaser har identifierats som de mest betydelsefulla från hälso- och miljösynpunkt är upptagna i nedanstående tabeller. De angivna parametrarna är sådana vi ansett som de mest signifikanta. De är uppdelade efter effekttyp (global, regional och lokal effekt). Vissa ämnen som NMHC (Non Methane HydroCarbons) och NO_x är upptagna både regionalt och lokalt. För NMHC beror det på att ämnena är betydelsefulla för regional bildning av marknära ozon samtidigt som många av ämnena kan ge hälsoeffekter lokalt (neuro-, genotoxicitet, mutagenicitet). NO_x ($NO + NO_2$) bidrar liksom NMHC till ozonbildning och till försurning och kvävemättnad, samtidigt som NO_2 har negativ hälsopåverkande effekt vid höga halter i tätortsluft (t ex astma, allergi, allmänt luftvägsbesvär).

Globalt/klimat	Regionalt/miljö	Lokalt/hälsa
CO_2, koldioxid	NO_x, kväveoxider	aldehyder
CH_4, metan	ozon-reaktivitet* alt	PAH, polyaromater
N_2O, lustgas	VOC eller NMHC	partiklar
	SO_x, svaveloxider	NO_x (NO_2)
		VOC (NMHC)
		bensen
		1,3-butadien
		eten
		propen
		toluen
		biologiska tester *(Ames, TCDD)*
		CO, koloxid

*NMOG justerad med Reactivity Adjustment Factor grundat på ozonbildningspotentialen för bränsle/motorkombinationen

Sambandet mellan VOC, HC, NMHC, NMOG är förvirrande för många. HC, total-kolväten, betyder alla organiska ämnen med enbart kol och väte. NMHC är kolväten utom metan, CH_4. VOC (volatile organic compounds) är organiska ämnen inkluderande sådana som innehåller syre, t ex aldehyder. NMOG (non methane organic gases) är VOC utom metan.

Partiklar i bilavgaser är en ytterst heterogen grupp av ämnen, ämnesgruppen har här begränsats i första hand efter standardiserad mätmetod för bilavgaser.

Motortestcenter bygger ett PM om test av miljö- och hälsoeffekter av bränsleadditiv på lätta bilar på reglerade utsläpp samt PAH, Ames test och TCDD-receptortest. De sistnämna mätmetoderna har under 1980-talet utvecklats bl a av forskare inom det s k "tätortsprojektet"[2]. Mätmetoderna ingår idag bland de metoder som i Sverige frekvent används för att kemiskt och biologiskt karakterisera avgaserna från en bränsle/motor-kombination.

Utvalda utsläppsparametrar för miljövärderingsmatris

En del av de potentiella parametrarna har utelämnats. Skälen till detta varierar. I första hand finns reglerade föroreningar med samt sådana som har signifikant inverkan på de nationella miljömålen.

Utvärderingen baseras på parametrar av betydelse för nationella miljömål. En del andra utsläpp tas med för helheten men åsätts viktningsfaktor noll. Biologiska tester (Ames test, TCDD) bör vara med som översiktlig hälsoindikator. Vid mycket låga biotestreaktioner måste jämförelsetolkningen göras försiktigt.

I en del fall har inte tillräckligt med underlagsdata för flertalet av de alternativa bränslena varit tillgängliga. Så är t ex fallet med lustgas och vissa specifika kolväten. NMHC har valts istället för NMOG som regional parameter för ozonbildningspotential, eftersom NMOG data saknas för flera bränslen. Ursprungligen fanns också metan med, och därigenom indirekt HC (NMHC + CH_4). Sedan har vi emellertid valt att presentera den globala effekten av metan i form av en andel i totala CO_2-ekvivalenter. För andra ämnen är målen inte svåra att nå, exempelvis SO_x. För eten, propen och toluen finns inte tillräckligt med data för att en miljövärdering skall kunna göras.

Baserat på detta har vi valt att ta med nedanstående parametrar

Globalt/klimat	Regionalt/miljö	Lokalt/hälsa
CO_2	NO_x	NO_x (NO_2)
CH_4 (CO_2-ekv)	NMHC	partiklar
		PAH
		aldehyder (*formaldehyd, acetaldehyd*)
		bensen
		1,3-butadien
		biologiska tester (*Ames test, TCDD*)
		CO

NMHC ingår inte i bedömningarna av de lokala effekterna. Beteckningen står visserligen för en grupp av ämnen av vilka många är hälsoskadliga, men i matrisen representerar de cancerframkallande kolvätena bensen, PAH och 1,3-butadien den lokala effekten.

Luftkvalitetsproblem avseende CO är inte vanligt förekommande i Sverige, och Naturvårdsverket anser detta mål vara nått. Att parametern ändå finns med beror på att det är en i bilavgaslagen reglerad förorening samt att gränsvärde finns för luftkvalitet i tätort, och om ett bränsle skulle ge en kraftig ökning bör detta därför uppmärksammas.

---

[2] Projektet drevs under huvudmannaskap av Naturvårdsverket

Definition av 'ren'-bränslen och 'blandbränslen'

'Ren'-bränslen betecknar i denna rapport i princip *"bränslen som är avsedda för speciellt utvecklade motorer"*. Undantag är möjligen rapsmetylester. Detta bränsle kan inte användas direkt i alla befintliga dieselmotorer utan materialproblem, men i en del nyare bilmotorer har materialvalet, packningar och slangar etc, anpassats så att motorerna kan köras både på dieselolja och rapsmetylester. I en del fall klarar även äldre vägfordon och traktorer användning av rapsmetylester, eftersom de ursprungligen haft konstruktionsmaterial som varit mer tåliga för detta bränsle.

I gruppen 'ren'-bränslen' ingår etanol (E 85, E100), metanol (M85, M100), rapsmetylester, dimetyleter, motorgas, naturgas och biogas.

'Blandbränslen' är blandningar av konventionella bränslen (bensin eller dieselolja) och något av 'ren'-bränslena, *"där det konventionella bränslet är huvudsaklig grundkomponent"*. Dit räknas inblandning av alkoholer i bensin eller dieselolja, samt inblandning av rapsmetylester i dieselolja, men även inblandingar av MTBE och ETBE utöver normalt innehåll som bränslekomponent.

För bensin respektive dieselolja finns specifikationer (svensk standard, miljöklasskrav). Om ett bränsle uppfyller sådan specifikation är det att betrakta som ett 'ren'-bränsle. För bensin finns för MK2 föreskrifter om maximerat innehåll av syre, upp till 2,0 %. Det motsvarar 3% metanol, 5,5 % etanol, 11 % MTBE eller 13% ETBE.

Matris-anvisningar

Miljövärderingsmatriserna med relativa utsläppsangivelser i förhållande till normgivaren är angivet i tabell 1 för lätta fordon och i tabell 2 för tunga fordon. Utsläppsjämförelsen utgår från moderna motorkoncept med modern efterbehandlingsutrustning. Med detta avses för de konventionella normgivande bränsle- och motorteknologierna:

- lätta fordon antas uppfylla kraven för EU's 1996 års avgaskrav, dvs svenska miljöklass 2 krav. Karakteristika för dessa fordon är:

  a. bensindrift - ottomotorer med elektronisk insprutning med reglerat trevägskatalysatorsystem.

  b. dieseldrift - utvecklad kompressionsmotor med elektronisk insprutning, EGR och oxiderande katalysator.

- tunga fordon antas minst uppfylla kraven för EURO I (EU's avgaskrav från 1993), teoretiskt omräknade med antagande om efterbehandlingsutrustning.

  Karakteristika för fordonsnormen antas vara utvecklad direktinsprutad dieselmotor med oxiderande katalysator och/eller partikelfilter men utan EGR. För dieselmotorer kan EURO II (utan efterbehandlingsutrustning, vilket är det normala) synas vara det "moderna motorkoncept med modern avgasreningsutrustning" som skulle väljas eftersom tillräckligt med data finns tillgängliga. Emellertid hänför sig merparten av emissionsdata för alternativa bränslen till motorer/fordon med oxidationskatalysator (oftast tidig 90-tals teknologi). För att möjliggöra en rättvisande jämförelse har därför den nämnda jämförelsenormen valts. För dieselmotortekniken för konventionella bränslen har förbättringar slagit igenom i befintlig teknologi, som följd av de ökande avgaskraven (EURO II, 1996 års avgaskrav), i högre grad än anpassningarna/motortekniken för alternativen har skett. Relativtalen mellan emissionerna synes vara relevanta även för EURO II jämfört med nyare alternativbränsleteknologier.

- Motorer är alltid optimerade gentemot avgaskrav, dvs körcykler och provmetoder som används vid certifiering och typgodkännande. För miljövärderingsmatrisen har förutom emissionsdata framtagna med certifieringsprovmetoder även använts testresultat från -7°C för lätta fordon och från transient busscykel (Braunschweig) för tunga fordon, vilket i allmänhet inte ingår i typgodkännandetester för fordonen. Det medför att testresultaten kan antas vara högre än vad som skulle erhållits om fordonen optimerats för dessa provbetingelser. Det gäller resultaten för både konventionella bränslen och för alternativen.

De alternativa drivmedlen beräknas användas i fordon med likartad motorteknologi respektive avgasreningsteknologi som gäller för fordonen för konventionella drivmedel. För lätta fordon med alkoholdrift jämförs emissionsresultat från moderna FFV-bilar drivna med E85 - E0, M85 - M0. Moderna FFV bilar är anpassade för max. 85% alkohol varför relevanta emissionsdata för E100 och M100 inte varit tillgängliga. Fordon för dessa bränslekvaliteter finns inte heller tillgängliga i Sverige idag. För naturgas/biogas-användning i lätta fordon har på samma sätt emissionsdata från i första hand bränsleflexibla bilar (bensin/naturgas) använts för att ge relativtalen för dessa bränslen. Värderingen av rapsmetylester är baserad på avgastester av bilar som provats med både rapsmetylester och dieselolja. Detta för att minimera inverkan av motor- och avgasreningsteknologi. För lätta fordon innebär det att dieselolja har använts som kompletteringsnorm för rapsmetylester.

Det är alltså inte de lägsta eller högsta utsläppsdata som finns tillgängliga. Extremvärden har även lämnats utanför bedömningen. För normgivaren är det därför inte de mest avancerade koncepten som är bas utan de bättre av de kommersiellt marknadsförda bilarna. För personbilar ingår därmed inte ULEV koncept som normgivare för lätta fordon. Den jämförelse som görs med alternativen är avsedd att göras utifrån en likvärdig avgasreningsstatus för dessa teknologier.

Eventuell förändring av emissionerna eller av motorernas funktion efter lång tids användning i motorerna av alternativa bränslen har inte beaktats.

De värden som anges i tabellen är en samlad bedömning av de data som varit tillgängliga för gruppen. Värdena är därför normalt inte kopplade till en enskild testrapport utan en sammanvägning av uppgifter från flera referenser.

Lätta fordon

Värderingen för lätta fordon är baserad på data från körcykeltester vid standardiserade provningar vid +20°C och vid -7°C. Normen som är bensin (MK2) i ottomotor är angiven i absolut utsläppssiffra för körcykeln FTP75.

Den årliga medeltemperaturen i Sverige är ca 7°C. Utsläpp från motorfordon med ottomotor som använder vätskeformiga bränslen är tydligt temperaturberoende. Jämförelsen baseras därför på ett medelvärde av de data som finns för både kall och varm omgivningstemperatur. Certifiering sker vid 20–30°C, varför värden i detta temperaturområde naturligtvis finns tillgängliga.

Mätningar vid -7°C finns gjorda i Sverige och Finland på lätta fordon på ottomotorer drivna med bensin, motoralkohol och gasformiga bränslen samt på dieselbilar. Resultatet visar att utsläpp från kompressionsmotorer och gasformiga bränslen i otto-motorer i stort sett är oberoende av omgivningstemperaturen, medan vissa utsläppsparametrar från vätskeformiga bränslen i otto-motorer är tydligt och signifikant temperaturberoende. Värderingen för lätta bilar är därför gjord som ett medelvärde av data från tester vid +20°C och -7°C. Det antas indikera utsläpp vid +7°C, vilket är den årliga genomsnittstemperaturen i mellan-

Sverige. Data från tester vid kall temperatur har därför påverkat emissionsdata för bensin och alkoholer för utsläppstyperna CO, NMHC, aldehyder, bensen och 1,3-butadien jämfört med om endast testresultat från +20°C använts. (NO_x har inte samma signifikanta temperaturberoende.) Avsikten är att försöka ge en rättvis bild av utsläppen från olika motorteknologier och olika drivmedel vid svenskt klimat.

För CO_2-värderingen har som jämförelsenorm valts en bensinbil med bränsleförbrukning på ca 0,8 l/10 km.

Tunga fordon

För tunga fordon är jämförelsen, där så är möjligt, baserad på körcykeltester för busskörcykel, "Braunschweig". Den absoluta utsläppssiffran för normgivaren är baserad på denna cykel.

Busskörcykeln är vald för att kunna jämföra tändstiftsmotorer med kompressionsmotorer. ECE R49-test är en statisk provmetod och innehåller därmed inte motorbromsning eller andra transienta körmönster. En tändstiftsmotor har högre utsläpp t ex under motorbromsning än vad kompressionsmotorer har. Det standardiserade 13-mode testet är därför inte lämplig att använda för test av tändstiftsmotorer och är därmed inte en bra grund för en jämförelse mellan alternativa bränslen i kompressionsmotor relativt tändstiftsmotor. Busskörcykeln är en transienta provmetod inom vilken det förekommer utsläppsdata från en hel del av de alternativa bränslen. Den är en vedertagen provmetod som används runtom i Europa för provning av bussar, och körmönstret efterliknar därför busstrafik i tätort. Det reflekterar alltså med sina många stopp och starter vare sig busstrafik i glesbygd eller lastbilstrafik. Trots att busskörcykeln avspeglar ett specifikt körmönster har vi bedömt att det är den minst olämpliga provmetoden att utgå från för en jämförelse mellan olika bränslen/motorteknologier.

För jämförelsen mellan de gasformiga bränslena (tändstiftsmotor) och dieselolja (kompressionsmotor) har endast data för busskörcykeln använts.

Där det funnits dåligt med data från busskörcykeln för alternativbränslen i kompressionsmotorer har information från ECE R49-test använts som komplement, då det ansetts viktigt med ytterligare data. Jämförelser mellan olika körcykler kan inte göras. Emellertid är relationerna mellan utsläppen från olika bränslen i en kompressionsmotor i stort oberoende av om man provar med ECE R49 eller busskörcykeln. Utsläppen ökar för busskörcykeln, och ökningen är olika för olika utsläppsparametrar men ungefär likvärdiga oavsett bränsle. Eftersom matrisen arbetar med relationstal och relationerna enligt ovan är ungefär desamma, kan ECE R49 data utnyttjas för att komplettera underlaget för jämförelsen under förutsättning att det begränsas till kompressionsmotorer.

Kompressionsmotorers utsläpp, såväl som tändstiftsmotorers för gasformiga bränslen, är relativt okänsliga för yttertemperaturen, varför inga kalltemperaturmätningar behöver beaktas.

För CO_2-värderingen har som jämförelsenorm valts ett dieseldrivet tungt fordon med bränsleförbrukning på ca 4 l/10 km.

Bränslestandard

Standardiseringsarbete med avseende på bränslen bedrivs i SIS-STG i TK 85 (tekniska kommittén 85).

- Biogas: En specifikation är nästan klar.
- Naturgas: Svensk arbetsgrupp finns tillsatt, men inget arbete har påbörjats.

- Etanol och metanol som dieselbränsle: Alkoholerna utan tillsatser bearbetas i en arbetsgrupp, vissa analyser fattas, men de torde komma fram inom kort. Steg 2 med test av bränslet med tändförbättrare har ej påbörjats.
- Etanol för otto-motorer: Varken E85 eller E100 har ännu behandlats i standardiseringsarbetet.
- Rapsmetylester: Standard är ute på remiss och beräknas vara färdigt snart.
- Dimetyleter: Inget arbete har påbörjats.

Det ovan beskrivna läget var aktuellt i mitten av september 1996.

Parametrar

Utsläppsparametrarna är grupperade efter effekttyp (globalt, regionalt, lokalt). NO_x och NMHC har både lokal och regional effekt men även global effekt, om än svår att kvantifiera pga brist på GWP-värde. Det samlade medelvärdet av alla utsläppstyper för en effekttyp kan slutligen ligga till grund för bedömning av ett bränsles miljöeffekt och miljöklassindelning.

Utsläppen har givits en viktning så att emissioner med dominerande inverkan på miljöproblemen skall ligga till grund för den sammanvägda bedömningen. Vi har valt att inte bedöma om en viss utsläppsparameter är mer viktig än någon annan. Alla parametrar som valts har en signifikant inverkan på av riksdagen uppsatta nationella miljömål och har därför åsatts viktningsfaktor 1. Enda undantaget är CO, som givits viktningen 0, motivet till att den finns med i matrisen har angivits tidigare.

Utsläppstyperna har dessutom samlats i huvudgrupper, (globalt, regionalt, lokalt) för att en viss typ av förorening inte skall få för stor dominans på slutbedömningen. För jämförelsevärdena gäller:

- NMHC har viktningen 0 på lokal nivå, eftersom de hälsoskadliga ämnena beaktas under partiklar, PAH, aldehyder och biologisk aktivitet.
- PAH anges som summan av partikelfas och gasfas (semivolatil fas).
- Aldehyder redovisas som en relativ-summa för formaldehyd och acetaldehyd, där formaldehyd har givits tre gånger större betydelse än acetaldehyd. Det beror på att formaldehyd beräknas ha 5 ggr större cancerogenitet än acetaldehyd men vara likvärdig i akut hälsoeffekt. Uppdelade värden redovisas på separata rader.
- Biologiska testmetoderna Ames test/TCDD redovisas som en samlad utsläppstyp, 'biologisk aktivitet'. Värdet som anges är medelvärde av de separata jämförelsevärdena för Ames test och TCDD receptorbindningstestet gentemot normen. På separata rader har de respektive värdena för Ames test resp TCDD angivits. Det separata värdet för Ames test är jämförelsevärden gentemot normen där man summerat mutageniciteten från partikelfas och gasfas. För partikelfas och gasfas har medelvärdet av mutageniciteten med bakteriestammarna TA 98, TA 100 med och utan metaboliserande system beräknats.
  TCDD är redovisat som TCDD index i ml/m och är summan av partikelfas och gasfas. För TCDD index innebär större tal en högre aktivitet.
  Ames test/TCDD är värderat endast för utsläpp från tunga fordon på grund av bristande underlagsdata för lätta fordon.
- Bensen och 1,3-butadien ingår i gruppen NMHC men redovisas ändå separat. Skälet är den höga risk för cancer-sjukdomar som föreligger för dessa

föreningar. Som nämnts tidigare i texten saknas dock data i många fall. Beträffande 1,3-butadien finns också vissa svårigheter i tolkningen av resultat från tester, eftersom två använda analysmetoder har visat sig kunna ge divergerande resultat.

- Beträffande klimatpåverkande utsläpp har, till följd av brist på emissionsdata för N_2O från fordon drivna med alternativa drivmedel, denna utsläppstyp inte kunnat beaktas i den sammanfattande redovisningen i form av CO_2-ekvivalenter. Inte heller har indirekt klimatpåverkan från CO, HC och NO_x tagits med, eftersom storleken på deras växthuspåverkan visserligen är betydande men idag svår att kvantifiera. I sammanvägningen ingår därför endast utsläpp i livscykelperspektiv för CO_2 och CH_4, angivna i CO_2-ekvivalenter. **OBS! Hela den globala bedömningen bygger på endast en rapport**, den som framställs speciellt i samband med alternativbränsleutredningen. Det är viktigt att den hinner underställas bruklig granskning enligt normal vetenskaplig procedur, innan långtgående slutsatser dras. Inom LCA-området har t o m högkvalitativa data en felmarginal på 10%, enligt författaren.
- För regionalt påverkande utsläpp har livscykelperspektiv preliminärt tagits med för NO_x. Utsläpp respektive nedfall av kväveföreningar i storregionalt perspektiv samt regionala effekter av marknära ozon är högprioriterade miljöfrågor i Sverige. Det är därför viktigt att beakta utsläpp under produktion och transport av bränslen, så att inte åtgärder för att minska utsläppen och nedfallet i stället ökar dessa. Det är emellertid osäkert om tillräcklig information finns. För marknära ozon skulle det vara önskvärt att ha tillgång till motsvarande data för NMHC. Det är dock inte lika viktigt, eftersom NO_x är dimensionerande för ozonbildning i Sverige. Dessutom är det för flertalet bränslen inte troligt att data finns för NMHC i livscykelperspektiv.
- För biogas har naturgas-underlag använts utom för livscykel-perspektivet.
- För PAH och biologisk aktivitet är värderingen grundad på endast en eller två enskilda mätningar. PAH-värderingen för lätta fordon har inte kunnat göras på samma jämförbara sätt då fullständiga analysresultat inte varit tillgängliga för rapsmetylester och etanol. Av detta skäl har PAH inte tagits med i den slutliga bedömningen. Samma sak gäller biologisk aktivitet för tunga fordon.

Slutsatser

Matrisen visar relationen mellan emissionerna från alternativbränslen och emissionerna från de konventionella bränslena (MK2-bensin och MK1-diesel) som de ser ut vid användning i fordon som idag finns på marknaden.

Matrisen redovisar den bästa bedömning som kan göras idag utifrån tillgängliga data.

Matrisen visar inte utvecklingsmöjligheterna vare sig för de alternativa bränslen eller för bensin och dieselolja.

Matrisen skall ses som ett levande dokument som kontinuerligt bör ses över och uppdateras med ökande kunskaper. Viktiga områden är teknikutvecklingen för produktion av bränslen samt områdena motorteknik, avgasrening, provtagning och analys.

De stora intervallen i matrisvärdena återspeglar variationen i underlaget. Kontinuiteten i underlagsdata brister genom att tester har utförts under olika förhållanden i olika undersökningar. Bränslena har ofta ej haft standardiserad sammansättning, varför stor variation kan förekomma i bränslesammansättningarna. I många fall har antalet tester varit litet, liksom antalet fordon. Underlaget brister speciellt mycket ifråga om PAH, biologisk aktivitet, bensen och 1,3-butadien

Framför allt för tunga fordon medför skillnader i motor- och avgasreningsteknologi för olika bränslens användning att en miljövärdering av bränslets miljöpåverkan blir svår. Den använda teknologin kan ha avsevärt större betydelse än bränslet.

Ett underlag för en säkrare miljövärdering kräver väl planerade jämförande tester som ger reproducerbara resultat, med användande av standardiserad bränslekvalitet och standardiserad motorteknologi både för alternativ och för jämförelsenorm.

Blandbränslen saknas helt i matrisen. Varje bränsleblandning måste bedömas var för sig i fråga om emissionsegenskaper.

Slutsatserna om regionala och lokala effekter av rapsmetylester grundar sig på jämförelse med dieselolja.

Slutsatserna begränsas, som följd av vår beskrivning, till en bedömning av olika bränsletypers översiktliga påverkan på globala, regionala och lokala effekter.

Globala effekter: ***Vi bedömer att de biobaserade bränslen har tydliga fördelar med avseende på utsläpp av växthusgaser. Värderingen grundas på en utredning speciellt utförd i samband med alternativbränsleutredningen.***

Regionala effekter: ***Vi bedömer att de gasformiga bränslena hat en miljöfördel framför de vätskeformiga bränslena. Rapsmetylester synes ha i stort likvärdig miljöpåverkan via vägfordonsavgaserna som dieselolja (MK1). Detta gäller såväl lätta som tunga fordon. Etanol synes ha i stort likvärdig miljöpåverkan som bensin (MK2) i lätta fordon respektive dieselolja (MK1) i tunga fordon.***

Lokala effekter: ***Vi bedömer att de gasformiga bränslena har en fördel i fråga om hälsoeffekter. Rapsmetylester och etanol indikerar i stort samma storleksordning på hälsoeffekter som de konventionella bränslena, jämfört sinsemellan på samma sätt som ovan för de regionala effekterna.***

REFERENSER

Beteckningarna inom parentes i slutet av varje referens anknyter till vilken fordonskategori och bränsle som data i rapporten har använts till;

TF=Tunga Fordon
LF=Lätta Fordon
b=bensin
d=diesel
e=etanol
m=metanol
dme=dimetyleter
rme=rapsmetylester
mg=motorgas
cng=naturgas
bg=biogas

1. ACEA, Europia. *European programme on emissions, fuels and engine technologies* (European AUTO/OIL programme). 1995

   (b, d)

2. AFCEMA (Alternative Fuels Committee of the Engine Manufacturers Association). *Biodiesel fuels and their use in diesel engine applications.* Engine Manufacturers Association, aug. 1995.

   (TF, d, rme)

3. Berg, R. Personl komm.*Underhandsinformation om tester av etanoldrivna Skaraborgsbussar.* September 1996.

   (TF, e)

4. Blinge, M,. *Jämförande analys av producerade rapporter kring livscykelanalyser av drivmedel.* CTH Maj 1996.

5. Boström, CE, Egebäck, K-E, Ehrenberg, L, Ewets, L, Ljungqvist, S, Omstedt, G, Pettersson, L, Törnqvist, M, Westerholm, R. *Health risk assessment of ethanol as a bus fuel.* Oktober 1996.

   (TF, d, e)

6. Ecotraffic. *The Life of fuels. Motor Fuels from Source to End Use.* KFB m fl, March 1992

7. EMPA, Schweiz. *Effect based assessment of automotive emissions. Partial report: Recommendation for the assessment of exhaust emissions from natural gas vehicles on homologation.* May 31, 1996

   (LF, cng)

8. Fleisch, T, McCarthy, C, Basu, A, Udivich, C, Charbonneau, P, Slodowske, W, McCandless, J, Mikkelsen, S-E. *A new clean technology: Demonstration of ULEV emissions of a Navistar diesel engine fuelled with dimethyl ether.* SAE paper 950061. 1995.

   (TF, dme)

9. Gabele P. *Exhaust emissions from in-use alternative fuel vehicles.* Journal Air & Waste Management Association 45: 770-777. 1995.

   (LF, e, m)

10. Gjirja, S, Olsson, E. *Development of an ethanol fueled version of the Volvo TD73 diesel engine.* KFB d.nr. 92-230-742, april 1995.

    (TF, e)

11. IEA. *Comparison of relative environmental impacts of alternative and conventional fuels.* Final report for Annex VII, IEA alternative motor fuels agreement.
(LF. e, m. mg. cng)

12. Info från US Autooil program. *Emissionsdata från FFV-bilar – (bensin/CNG, bensin/E85, bensin/M85),* september 1996.

13. Jernbäcker, E. *Alternativa drivmedel - Om möjligheter och begränsningar.* Naturvårdsverket PM 1994-04-11.

14. Rydén, C. *Flottförsök med 32 etanolbussar vid AB Storstockholms lokaltrafik.* (NUTEK) KFB-rapport 1994:2.
(TF, e)

15. LEA. *Förnybar energi från vegetabiliska fettsyrametylestrar.* 1996 05 20.
(rme)

16. Maltesson, H-Å. *Sammanställning av emissionsdata från naturgas-, biogas- och motorgasdrivna fordon.* Svenskt Gastekniskt Center AB, Rapport SGC 072. 1996
(mg, cng, bg)

17. Motortestcenter. *Avgasemissioner med alternativa bränslen.* Februari 1996.

18. Blomroos, M, Laveskog, A, Abrahamsson, R. *Cold climate emissions.* MTC 9320. 1993.

19. Almén, J. *Dikväveoxid- och metanmätningar i emissionen från 20 katalysatorförsedda bilar och 2 tunga dieselfordon.* MTC 9215. 1992

20. Grägg, K. *Effects of environmental classified fuels, RME and blends of dieselfuels and RME on the exhaust emissions.* MTC 9209B. 1994.
(TF, d, rme)

21. Grägg, K. *Emissions from two CNG fueled buses.* MTC 9405B. 1995.
(TF, cng, bg)

22. Grägg, K. *Emissionsmätningar med en prototyp till ett CRT-avgasfilter.* MTC 9430B. 1994
(TF, d)

23. Grägg, K. *Emissionsmätningar med och utan katalysatorljuddämpare.* MTC 9430A. 1994
(TF, d)

24. Grägg, K, Egebäck, K-E. *Impact of fuels on diesel exhaust emissions.* MTC 9010. 1990.
(TF, d)

25. Grägg, K. *Provningar med en biogasdriven citybuss.* MTC 9434. 1995
(TF, bg)

26. Motortestcenter. *Testing the effects of various additives to gasoline and diesel fuels on exhaust emissions;Light Duty vehicles.* PM 1994-10-17.

27. Naturvårdsverket. *Bränslets betydelse för avgasemissionen från motorfordon.* Naturvårdsverket rapport 3680. 1989.
(LT, mg, m, TF, mg)

28. Naturvårdsverket (Möller, L ed.). *STADSLUFTEN, en bok om luften i våra tätorter.* Naturvårdsverket informerar.

29. Rydén, Ch. Personl. komm.*Underhandsinformation om tester av Ford Taurus FFV-bil (etanol/bensin).* September 1996.
(LF, e)

30. Sorensen, J, Mikkelsen, S-E. *Performance and emissions of a 0.273 liter direct injection diesel engine fuelled with neat dimethyl ether.* SAE paper 950064. 1995
(dme)

31. Miljöklassutredningen, delbetänkande. *Med raps i tankarna?* SOU 1994:64
(TF, d, rme)

32. SSEU. *Etanol för Sverige.* Januari 1996.
(e)

33. VITO. *Biodiesel demonstration in Belgium. Final report.* EC-Altener programme. January 1996.
(LF, d, rme)

34. Nylund, N-O, Ikonen, M, Kytö, M, Lappi, M, Westerholm, M, Laurikko, J. *Performance evaluation of alternative fuel/concepts 1990-1995, Final report including addendum of diesel vehicles.* VTT publications 271. 1996.
(LF, m, e, d, mg, cng)

35. Weidmann K. *Einsatz von rapsölstämmigen Kraftstoffen in Dieselmotoren.* Volkswagen AG, Wolfsburg. ABS.RB96-01
(LF, d, rme)

36. Westerholm, R, Törnqvist, M, Rannug, U, Ehrenberg, L. *Chemical and biological characterization of bioethanol related exhaust emissions using two diesel ignition improvers.* KFB rapport, d-nr 92-72-742, 1995.
(TF, e)

37. Blinge, M, CTH. Personl. komm. *Underhandsinformation om livscykelanalysutredning för alternativa bränslen.* Oktober 1996
(TF, lc)

38. Grägg, K. *The effects on the exhaust emissions of changing to a low aromatic, low PAC and low sulphur diesel fuel.* MTC 9517. 1995
(TF, d)

39. Laveskog, A. *Emissions from three diesel vehicles fuelled with three different diesel fuels.* MTC 9506. 1996.
(LF, d)

40. Westerholm, R, Almén, J, Li, H, Rannug, U, Rosén, Å. *Exhaust emissions from gasoline fuelled LDV operated in different driving conditions.* Atmospheric environment, 26B, 1:79-90, 1992.
(LF, b)

41. Nylund, N-O, VTT. Personl. kommunik *Emissioner av bensen från RME-drift.* September 1996.
(LF, rme)

42. Egebäck, KE Rapport över *emissionsdata för 3 naturgaslastbilar i LB50-projektet.* (i manuskript).
(TF, cng -PAH)

43. Ahlvik, P. Personl. komm. *Diverse emissionsdata från Motortestcenter.* Oktober 1996.
(LF, b)

44. Gessner, B. *Abgaszusammensetzung von Dieselmotoren beim Betrieb mit Rapsölmethylester.* Juli 1990.
(LF, d, rme)

Matris 1: Relativ miljövärderingsmatris; Lätta fordon; Norm: Bensin – MK2, (utsläpp g/km för norm)
Körcykeltest vid +20°C och -7°C har använts för jämförelser av emissioner
Värden för understrukna bränslen gäller för användning i kompressionsmotor

Effekttyp	Utsläppstyp	Viktning	Bensin MK2 norm (g/km)	Motorgas	Naturgas	Biogas	Etanol(E85) biobaserad	Metanol(M85) biobaserad	Metanol(M85) fossilbaserad	Dieselolja MK1	Rapsmetylester
Globalt (klimat ozonnedbrytning)	CO_2 motor "	0/0/0	10 (185)	8–9	7	0	2 &	2 &		8–9	0
	CO_2 LC "	1/0/0	10 (245)	8	7	1	2–(7)?	1–3		8–9	3–4
	CO_2-ekv motor	0/0/0	10 (186)	8	7–8	0–1	2	2		8–9	0
	CO_2-ekv LC	0/0/0	10								
Regionalt (försurning övergödning marknära ozon)	NOx	0/1/1	10 (0,15)	8–12 °	4–8 °	4–8 °	6–12 °	6–20 °	6–20 °	30–40	30–45
	NOx LC	0/–/0									
	NMHC	0/1/0	10 (0,2) °	3–6 °	2–4 °	2–4 °	7–15 °	6–20 °	6–20 °	4–7	3–7
	Partiklar	0/0/1	10 (0,01)	5–10 #	5–10	5–10	5–10 #	5–10 #	5–10 #	50–80	35–80
	PAH #	0/0/–#	10(1*10-5)	4–8 #	3–6 #	3–6 #	10-20 #	20-30 #	20-30 #	20-40 #ƒ	10-20 #
Lokalt (hälsa, korrosion m m)	Aldehyder	0/0/1	10 (0,004)	5–10 #°	3–4 °	3-4 °	15–25 °	50-80 °	50-80 °	25–40 # ƒ	25–40 #
	[Formaldehyd#]	*[3]*	*[10 (0,004)]*	*[5–10]*	*[3–5]*	*[3–5]*	*[8–12]*	*[40–100]*	*[40–100]*	*[20–40]*	*[20–40 #]*
	[Acetaldehyd#]	*[1]*	*[10 (0,001)]*	*[5–10]*	*[1–2]*	*[1–2]*	*[100–200]*	*[3–7]*	*[3–7]*	*[30–50]*	*[30 –45#]*
	Bensen	0/0/1	10 (0,01) °	1 #°	1 °	1 °	1–4 °	1–4 °	1–4 °	1–3	1 #
	Butadien	0/0/1	10 (0,001) °	1 #°	0 °	0 °	1–3 °	1–4 °	1–4 °	[5–15]	
	CO	0/0/0	10 (2,0)	5–10 #°	2–4 °	2–4 °	6–20 °	5–25 °	5–25 °	1–4	1–3
Medelvärde Globalt			**10**	**8**	**7**	**1**	**2–?**	**1–3**	**10**	**8–9**	**3–4**
Medelvärde Regionalt			**10**	**6–9**	**3–6**	**3–6**	**7–14**	**6–20**	**6–20**	**17-24**	**17–26**
Medelvärde Lokalt			**10**	**(4–7)#**	**3–5**	**3–5**	**6–11**	**13–24**	**13–24**	**27-41**	**23–42**

* Koldioxidekvivalent i 100-årsperspektiv

\# Få och osäkra värden

& Koldioxiden från bensin-andelen

ƒ Ej MK1, utan europeisk std-diesel

° markerar var -7°C finns

" Antropogena koldioxidutsläpp

Matris 2: Relativ miljövärderingsmatris; Tunga fordon; Norm: Dieselolja – MK1, (utsläpp g/km för norm)
Chassiprov vid 20°C över Braunschweigcykeln har använts för jämförelse av emissioner. (ECE R 49-data som komplement i vissa fall, se matris-anvisningarna)
Värden för understrukna bränslen gäller för användning i tändstiftsmotor

Effekttyp	Utsläpps-typ	Viktning	Dieselolja MK1 norm (g/km)	Etanol biobaserad	Metanol biobaserad	Metanol fossilbaserad	Rapsmetyl-ester	Dimetyl-eter	Motorgas	Naturgas	Biogas
Globalt (klimat ozonnedbrytning)	CO_2 motor "	0/0/0	10 (1200)	0	0		0	9	11	8–9	0
	CO_2 LC "	1/0/0	10 (1440)	2–4	2	11–13	2–4	11	11	8–9	1–2
	CO_2-ekv motor	0/0/0	10 (1200)	0	0		0		10	9	0–1
	CO_2-ekv LC	0/0/0	10								
Regionalt (försurning övergödning marknära ozon)	NOx	0/1/1	10(10)	5–7 §	4–6 ¤#	4–6 ¤#	11–13 §	3–6 ¤#	3–5 #	3–5	3–5
	NOx LC	0/–/0									
	NMHC	0/1/0	10 (0,1)	15–25 §	15–25 ¤#	15–25 ¤#	4–8 §	5–10 ¤#	8–12 #	5–10	5–10
Lokalt (hälsa, korrosion m m)	Partiklar	0/0/1	10 (0,1)	3–5	3–5	3–5 ¤#	8–20 §	3–6 ¤#	2–4 #	1–3	1–3
	PAH	0/0/1	10 (0,00003)	4–8			3–6 #			5–15	5–15
	Biol. aktiv. #	0/0/– #	10	20–30 #			16–30 #			2–10	2–10
	[Ames test]		*[10(10 rev/m)]*	*[20–35]*			*[16–24]*			*[1–3]*	*[1–3]*
	[TCDD]		*[10 (3 ml/m)]*	*[20]*			*[22–30]*			*[5–15]*	*[5–15]*
	Aldehyder	0/0/1	10 (0,02)	12–25			7–12	2–4 ¤#	3–4 #	3–4 #	3–4 #
	[Formaldehyd]	*[3]*	*[10 (0,02)]*	*[5–15]*			*[7–12]*			*[3–4 #]*	*[3–4 #]*
	[Acetaldehyd]	*[1]*	*[10 (0,01)]*	*[60–80]*			*[5–12]*			*[1]*	*[1]*
	CO	0/0/0	10 (0,4)	3–10 §	3–10 ¤#	3–10 ¤#	8–10	10–15 ¤#	5–10 #	2–6	2–6
Medelvärde Globalt			**10**	**2–4**	**2**	**11–13**	**2–4**	**11**	**11**	**8–9**	**1–2**
Medelvärde Regionalt			**10**	**10–16**	**10–15**	**10–15**	**8–11**	**4–8**	**6–8**	**4–8**	**4–8**
Medelvärde Lokalt			**10**	**6–11**	**–**	**–**	**7–13**	**–**	**–**	**3–7**	**3–7**

* Koldioxidekvivalent i 100-årsperspektiv

§ Markering för var ECE R49 använts som komplement

¤ Endast ECE R49-data

\# Få och osäkra värden

* Antropogena koldioxidutsläpp

Matris 1: Relativ miljövärderingsmatris; Lätta fordon. Referenser 1(2). Siffrorna hänvisar till referenslistan.

Utsläppstyp	*Bensin MK2: norm (g/km)*	*Motorgas#*	*Naturgas*	*Biogas*	*Etanol(E85), biobaserad*
Bas-info	1, 7, 9, 11, 28, 34	11, 16, 34	7, 11, 12, 16, 34	7, 11, 12, 16, 34	9, 11, 12, 29, 32, 34
CO_2 motor "	6	6	6	6	6
CO_2 LC "	4				4
CO_2-ekv motor	6, 4, 7, 12, 34	6, 4, 34	6, 4, 7, 12, 34	6, 4, 7, 12	6, 4, 27
CO_2-ekv LC					
NOx					
NOx LC					
NMHC					
Partiklar	28, 40				
PAH	16, 28, 34, 40	16, 28	16	16	43
Aldehyder	9, 11, 12, 28, 34	11, 34	11, 12, 34	11, 12, 34	9, 11, 12
Formaldehyd#					
Acetaldehyd#					
Bensen#	9, 11, 12, 28, 34	11, 34	11, 12, 34	11, 12, 34	9, 11, 12
1,3-butadien #	9, 11, 12, 28, 34	11, 34	11, 12, 34	11, 12, 34	9, 11, 12
CO					

"Basinfo" anger de referenser som använts för reglerade emissioner samt för normen.

Matris 1: Relativ miljövärderingsmatris; Lätta fordon. Referenser 2(2). Siffrorna hänvisar till referenslistan.

Utsläppstyp	*Metanol(M85), biobaserad*	*Metanol(M85), fossilbas*	*Dieselolja MK1*	*Rapsmetylester*
Bas-info	9, 11, 12, 17, 34	9, 11, 12, 17, 34	1, 2, 28, 33, 34, 35, 39, 44	33, 35, 44
CO_2 motor "	6	6	6	6
CO_2 LC "	4	4		4
CO_2-ekv motor	6, 4, 27, 34	6, 4	6, 4, 27, 34	6, 4
CO_2-ekv LC				
NOx				
NOx LC				
NMHC				
Partiklar				
PAH	28, 34	28, 34	16, 28, 34, 35	35
Aldehyder	9, 11, 12, 34	9, 11, 12, 34	28, 34, 35, 44	35, 44
Formaldehyd#				
Acetaldehyd#				
Bensen#	9, 11, 12, 34	9, 11, 12, 34	1, 28, 34, 44	41, 44
1,3-butadien #	9, 11, 12, 34	9, 11, 12, 34	1, 28, 34	
CO				

Matris 2: Relativ miljövärderingsmatris; Tunga fordon. Referenser. 1(2). Siffrorna hänvisar till referenslistan.

Utsläppstyp	*Diesel MK1, norm (g/km)*	*Etanol, biobaserad*	*Metanol, biobaserad*	*Metanol, fossilbas*	*Rapsmetylester*
Bas-info	1, 2,15, 20, 22, 23, 24, 28, 31,38	3, 5, 10, 14, 32, 36	17		2, 15, 20, 31
CO_2 motor "	6	6	6	6	6
CO_2 LC "	4, 37	4, 37	4, 37	4, 37	4, 37
CO_2-ekv mo	4, 27	4, 27	4, 27	4	4
CO_2-ekv LC					
NOx					
NOx LC					
NMHC					
Partiklar					
PAH	15, 20, 22, 23, 28, 31, 38	5, 36			15, 20, 31
Biol. aktiv. #	20, 22, 23, 28, 31, 38	5, 36			20, 31
Ames test					
TCDD					
Aldehyder	15, 20, 22, 23, 28, 31, 38	3, 5, 14, 36			15, 20
Formaldehyd					
Acetaldehyd					
CO					

"Basinfo" anger de referenser som använts för reglerade emissioner samt för normen.

Matris 2: Relativ miljövärderingsmatris; Tunga fordon. Referenser. 2(2). Siffrorna hänvisar till referenslistan.

Utsläppstyp	*Dimetyleter*	*Motorgas*	*Naturgas*	*Biogas*
Bas-info	8, 30	16	16, 21	16, 21, 25
CO_2 motor "	6	6	6	6
CO_2 LC "	4, 37	4, 37	4, 37	4, 37
CO_2-ekv mo	4	4, 27	4, 21	4, 21
CO_2-ekv LC				
NOx				
NOx LC				
NMHC				
Partiklar			21, 25	21, 25
PAH			21, 25, 42	21, 25, 42
Biol. aktiv. #			21, 25	21, 25
Ames test				
TCDD				
Aldehyder			21, 25	21, 25
Formaldehyd				
Acetaldehyd				
CO				

Jämförande analys av producerade rapporter kring livscykelanalyser av drivmedel

Magnus Blinge, Chalmers Tekniska Högskola

Göteborg 1996

CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Institutionen för Transportteknik

CHALMERS UNIVERSITY OF TECHNOLOGY
Department of Transportation and Logistics

JÄMFÖRANDE ANALYS AV PRODUCERADE RAPPORTER KRING LIVSCYKELANALYSER AV DRIVMEDEL

av

Magnus Blinge

Göteborg, Maj 1996

SAMMANFATTNING

Livscykelanalyser (LCA) av fordonsdrivmedel har presenterats i ett stort antal rapporter under 90-talet. Resultaten från rapporterna visar på olika och svårtolkade resultat. I denna rapport är drygt 20 stycken livscykelanalyser studerade och de mest aktuella och relevanta värdena för drivmedels-produktion och användning i fordon är presenterade för bensin, diesel, metanol, etanol, RME, naturgas, biogas, LPG samt blandningar av bensin med MTBE och ETBE.

Resultaten visar dessutom att det är inte är möjligt att ur de studerade rapporterna presentera en rättvis jämförande tabell mellan de olika drivmedlen. Orsaken är främst att valet av teknicknivå för fordonet är av avgörande betydelse för resultatet. Eftersom referensfordonet skiljer både i ålder, mätcykel och prestanda mellan rapporterna kan inte resultaten från olika rapporter jämföras med varandra. De rapporter (Ecotraffic, 1992 och DeLuchi, 1992) som har gemensamma trovärdiga systemgränser för samtliga drivmedel och som därmed kan användas för jämförelser är dock baserade på data från tidigt 90-tal. Eftersom utvecklingen av fordonstekniken, framför allt vad gäller för de alternativa drivmedlen, har förbättrats avsevärt under de senaste 5 åren är en uppdatering av dessa data att rekommendera. En uppföljning av systemgränsdragningen bör samtidigt utföras för att garantera siffrornas relevans.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING
INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1 BAKGRUND....1

2 SYFTE....1

3 METOD....1
3.1 LIVSCYKELANALYS....2
3.2 ENERGILOGISTIK....5
3.2.1 Modellens uppbyggnad....6
3.2.2 Modellens systemgränser....7
3.2.3 Validering av modellen / Praktikfall....9
3.3 BEDÖMNINGSGRUNDER....11

4 AVGRÄNSNINGAR....11

5 LITTERATURSAMMANSTÄLLNING....12
5.1 BEGRÄNSNINGAR OCH BRISTER HOS DE ANALYSERADE STUDIERNA....14
5.2 REDOVISNING AV ANALYSERADE STUDIER....14
5.2.1 Ecotraffic AB, 1992....16
5.2.2 Bang & Holden, 1991....18
5.2.3 Förde et al, 1993....20
5.2.4 Tillman, 1994....21
5.2.5 Agnetun et al, 1993....21
5.2.6 DeLuchi, 1992....22
5.2.7 Blinge, 1993....24
5.2.8 Statoil, 1992....24
5.2.9 IEA, 1994....25
5.2.10 Figenbaum, 1995....27
5.2.11 CEC, 1989....28
5.2.12 Farbi et al, 1990....29
5.2.13 IEA, 1992....30
5.2.14 Concawe, 1995....31
5.2.15 Keiseråas Bakkane K, 1994....32
5.2.16 Celsius, 1994....34
5.2.17 Finnveden et al, 1994....36
5.2.17 Ecobilan, 1993....36
5.2.18 ERM, 1994....37
5.2.19 Gust S, 1993....38
5.2.20 Walwijk & Leijs, 1994....39

6 RESULTATSAMMANSTÄLLNING....40
6.1 BENSIN....40
6.2 DIESEL....41
6.3 METANOL FRÅN NATURGAS....42
6.4 METANOL FRÅN BIOMASSA....43
6.5 ETANOL FRÅN GRÖDA....44
6.6 ETANOL FRÅN TRÄ....45
6.7 RME....46
6.8 NATURGAS....47
6.9 BIOGAS....47
6.10 LPG....49
6.11 BENSIN MED MTBE OCH ETBE....50
6.12 DIMETYLETER (DME)....51

7 RESULTAT OCH SLUTSATSER....52

REFERENSER

1 BAKGRUND

Institutionen för Transportteknik, CTH, har sedan 1990 bedrivit forskning inom området livscykelanalyser (LCA) av drivmedel. Projektet kallas "Energilogistik- Livscykelanalys av drivmedel" (Blinge, 1993) och initierades med bakgrund av det relativt stora antalet av livscykelanalyser som publicerades i början av 90-talet och som visade på olika och/eller svårtolkade resultat. Arbetet fokuserades på att ta fram en modell för hur en LCA av drivmedel skall gå till med avseende på val av systemgränser, allokeringsregler, resultatredovisning mm. Energilogistikmodellen är baserad på tre vetenskapligt accepterade teorier: Systemangreppssätt, Logistik och LCA. Resultaten från projektet visade på vikten av att använda de vetenskapliga teorier som existerar inom området och att utifrån dessa välja korrekta och rättvisa systemgränser. Resultaten visade också att det är svårt att ge ett övergripande resultat för ett drivmedel eftersom produktionsprocessen och därmed även resultatet av en LCA varierar bl. a. beroende på hur stora kvantiteter som skall framställas.

Som en del av alternativbränsle utredningens arbete beskriver denna rapport de livscykelanalyser av fordonsdrivmedel som har relevans för svenska förhållanden. Rapporterna har bedömts med avseende på de enligt teorin kring LCA viktigaste bedömningsfaktorerna, transparens, trovärdighet och jämförbarhet. De drivmedel som beaktas i värderingen av analyserna är Bensin, Diesel, Metanol från naturgas och cellulosahaltig biomassa, Etanol från jordbruksprodukter och cellulosahaltig biomassa, RME, Naturgas, Biogas LPG samt blandningar av bensin med MTBE och ETBE. Tillgången på råvaror och lämplighet för storskalig respektive småskalig produktion är andra faktorer som bedöms i värderingen eftersom dessa i hög grad påverkar resultaten av en analys.

2 SYFTE

Syftet med arbetet är att sammanställa och redovisa de mest relevanta resultaten i de analyserade rapporterna och att presentera en rekommendation av de värden för energianvändning och emissioner som skall användas för produktion och distribution av drivmedel avsedd för den svenska marknaden.

3 METOD

Studierna som har analyserats är bedömda efter de teorier och rekommendationer som existerar inom forskningsområdena livscykelanalys (LCA) och Energilogistik.

3.1 LIVSCYKELANALYS

Metoder med vetenskaplig grund för att utföra analyser av produkters miljöpåverkan och energiomsättning genom hela deras livscykel har saknats. Life-Cycle Assessment eller Livscykelanalys (LCA) är den analysmetod som intressenter inom både den akademiska världen och inom näringslivet nu arbetar med att standardisera. LCA både bygger på och har många kopplingar till systemsynsättet.

LCA definierades på SETAC-Europe workshop i Leiden, Holland 1991:

Environmental life-cycle assessment of products, or LCA, is defined as studies to analyze and assess the environmental impact of a material, product or product group over the entire life-cycle.

LCA kan fungera som en hjälp vid miljömässiga överväganden och beslut. Beslutsfattare och andra som använder resultatet av en LCA som ett beslutsunderlag, måste vara medvetna om att en LCA-analys ofta innehåller vissa generaliseringar och avgränsningar. Oseriösa analyser och analyser som innehåller grova förenklingar kan ge fullständigt missvisande resultat. Avgränsningarna och generaliseringarna måste kontrolleras för att en LCA skall kunna bedömas. Exempel på avgränsningar och generaliseringar är:

- Resultatet är aldrig mer relevant än den inmatade informationen.
- Analysen är vanligtvis gjord med en så stor mängd data att resultatet blir belastat med osäkerheter.
- Nödvändig information finns i regel bara hos berörda företag. Ofta är företagen tveksamma till att lämna ut information om sina produkter och processer. Informationen som används blir därför antingen andrahandsinformation som följaktligen blir belastad med en viss osäkerhet, eller information som intressenter lämnar ut och vars opartiskhet kan diskuteras.
- Datamängden måste i slutänden aggregeras för att bli överskådlig. Aggregeringen kan inte utföras utan att subjektiva värderingar kommer in. Utföraren av analysen och användaren/beslutsfattaren, som skall använda resultatet, har sällan samma värderingar.
- Eftersom datamängden är så stor, finns det risk för att kvalitativa kommentarer försvinner i mängden.
- All miljöpåverkan, alla kopplingar mellan påverkan och utsläpp samt alla utsläppskällor är inte kända i dagsläget. LCA fokuseras på de mest etablerade och kända utsläppen och miljöpåverkan.

Förutom att det kommer in värderingar vid aggregeringsdelen, så kommer en LCA-analys att vara påverkad av följande bedömningar:

- Antaganden gjorda i analysen t ex angående energi. Energin kan behandlas som ett speciellt område eller ingå i en LCA som emissioner producerade vid användande och resursutnyttjande.
- Definitionen om systemgränser.
- Valet mellan marginal- eller medelvärden för tillgängliga data.
- Val av tekniknivå: Bästa möjliga teknik, genomsnitt av den teknik som används idag eller sämsta tänkbara fall.
- Databasens ålder

Varje enskild LCA har brister. LCA är dock bättre än en analys som inte tar hänsyn till produktens hela livscykel. Analysen måste i vilket fall som helst vara verifierbar.

En LCA måste vara genomskinlig (transparent). Varje del av analysen måste vara lätt att kontrollera. Detta är viktigt av flera skäl:

- Genomskinligheten är nödvändig för att göra analysen verifierbar.
- Analysen blir möjlig att granska kritiskt.
- Alternativa metoder för värderingar och påverkansanalyser blir möjliga.
- Antaganden som analysen grundas på kan tillåtas bli ändrade.

För att förbättra genomskinligheten skall så få antaganden som möjligt bakas in i databaser och i numeriska modeller. Alla antaganden som modellkonstruktören lagt till grund för sin modell måste noggrant beskrivas för användaren. Studiens mål och applikationsgränserna skall specificeras. Antaganden och subjektiva värderingar som används i analysen skall noggrant redovisas. Systemgränser, inklusive tid, och kalkyleringsmetoder skall också redovisas. Tabeller och flödesschema skall presenteras. Data skall presenteras tillsammans med referenser och med information om typ och teknisk nivå på processen. Uppgifternas kvalitet, ålder och fullständighet skall också framgå. Aggregering av data medför att information går förlorad. Genomskinligheten underlättas om resultaten aggregeras så sent som möjligt i analysen. (Baumann et al, 1992)

Första steget i en LCA är att definiera vilket mål man har med studien (Goal Definition). Metoden som används vid bl a val av systemgräns för analysen är beroende av vilket mål studien har och vilket objekt som skall studeras. Därefter identifieras och kvantifieras oftast miljöbelastningen, dvs emissioner, resursutnyttjande och avfall som uppstår under livscykeln. Delsektionen av livscykelanalysen kallas inventeringsdelen (Inventory). När miljöbelastningen är identifierad och kvantifierad, kan effekterna på miljö, hälsa osv analyseras i delsektionen klassificering eller påverkananalys (Impact analysis). Klassificeringen kan följas av en värdering av påverkan eller en analys

av möjligheterna att minska livscykelns miljöbelastning (Valuation/improvement analysis).

Första steget i en kvantitativ inventering är att definiera en funktionell enhet, dvs den enhet till vilken miljöbelastningen är relaterad. Exempel på funktionsenheter är "personkilometer", "liter paketerad öl", och "kg ren tvätt". Nästa steg är att göra ett flödesschema över de material som figurerar i produktens livscykel. Systemgränserna definieras m a p de processer som skall ingå i en analys. Systemet skall i det ideala fallet inkludera alla komponenter i det globala tekniska systemet som påverkar produktionen av en viss produkt P: gruvor, fabriker, affärer, hushåll, bilar och även matproduktion. Effekten av många av dessa är naturligtvis försumbar. Komponenterna skall undantas från systemet om effekten på resultaten är mindre än studiens totala osäkerhet. Ett system som innehåller alla komponenter som signifikant påverkar resultatet, blir i de flesta fall mycket stort och komplext. Måste systemet reduceras kan fyra principiella metoder urskiljas för att definiera innehållet i ett system, från större till mindre:

1 Inkludera alla komponenter i ett globalt teknologiskt system (se ovan). Denna metod är dock orealistisk.
2 Ekonomiskt helhetssystem: inkludera de komponenter i det globala teknologiska systemet som är signifikant påverkat av produktionen av P. Reaktioner från marknaden beroende på ekonomiska faktorer är då medräknade.
3 Teknologiskt helhetssystem: Inkludera alla komponenter som är nödvändiga för att producera samma funktioner oberoende av om P produceras eller inte.
4 Processträdet.

Kombinationer av metoderna är också möjliga. För detaljerade förklaringar av ovanstående metoder hänvisas till original litteraturen (Baumann et al, 1992)

Frågan om hur mycket av den totala miljöbelastningen olika produkter skall bära då flera produkter tillverkas inom samma fabrik har heller inget standardiserat svar. Det finns alltså ingen generellt accepterad allokeringsmetod. För processer med ett flertal utgående produkter finns det minst fyra olika allokeringsregler som kan användas:

- Proportionellt till vikten av produkten
- Proportionellt efter det ekonomiska värdet
- Proportionellt efter energiinnehållet
- Proportionellt efter molär basis

Allokering m a p vikt är den vanligaste metoden bland de analyser som hittills har utförts. Viktsbaserad allokering är ofta bekvämast, eftersom viktdata vanligtvis finns tillgängligt. Viktbaserad allokering är dock inte så användbart då det handlar om kostnadseffektiva produkter som t ex medicin eller parfym, eller när värme kan vara en biprodukt av en

process. Allokering m a p ekonomiskt värde kan vara mer användbart universellt. Priser varierar dock dels i olika länder, dels i tiden och priser kan även vara missledande beroende på marknadens osäkerhet och ombytlighet.

När valet av funktionell enhet, systemgränser och allokeringsregler är klart kan ett flödesschema över processen upprättas. Materialbalanserna löses separat för varje ruta. När materialbalanserna är lösta, kan materialflödet genom varje box beräknas med avseende på vald funktionsenhet. Utsläppen av miljöpåverkande ämnen identifieras och kvantifieras för varje box. Påverkan beskrivs i specifika termer, dvs beräknas utifrån materialflödet genom boxen.

Datakvalitet

Enligt U.S. Environmental Protection Agency (EPA), kan sk högkvalitativa data beräknas ha en noggrannhet av 10 %. Enligt Robert G Hunt vid Franklin Associates, är högkvalitativa data behäftade med en osäkerhet på 10 % för energianvändning och fast avfall. För emissioner är noggrannheten inte bättre än 25-40 % (Baumann et al, 1992). Mätningar skall, om det är möjligt, göras på plats i existerande anläggningar. Medelvärden över ett år eller liknande siffror skall användas om de finns tillgängliga. Medelvärden av data från olika fabriker eller resultaten från ett antal tester kan användas om de finns tillgängliga. I de fall då inte emissionsdata finns från existerande anläggningar, kan approximativa värden framräknas m h a data om t ex bränsleförbrukning samt standardiserade emissionsfaktorer.

Output/Resultat

Osäkerheter i dataunderlaget ger ovillkorligen osäkerheter i resultatet av en undersökning. Varje parameter i resultatredovisningen kan vara försedd med en standardavvikelse eller något annat osäkerhetsmått. Standardavvikelser är dock inte lämpade för att illustrera så stora avvikelser som ibland kan uppstå när t ex antaganden om processen görs. Istället kan resultatet presenteras som ett antal scenarier med olika antaganden för teknisk nivå och andra omgivningsfaktorer. Miljöpåverkan från varje enskild box i livscykeln bör, vid sidan av resultatet från livscykelns totala miljöpåverkan, även presenteras var för sig.

3.2 ENERGILOGISTIK

Livscykelanalyser (LCA) av drivmedel har gjorts av ett flertal intressenter som alla har sett ett behov av att belysa "sin" produkt ur en egen synvinkel, kanske för att förbättra produktens miljörykte eller som en ren marknadsföringsåtgärd. Följden har blivit att ett antal rapporter har producerats där analyser av i princip ett och samma problem har gett skilda resultat. Oftast är det skiljaktigheter i systemgränsdragningen som är

upphovet till skillnaderna. Författarna kan t ex ha gått olika långt tillbaka i framställningsprocessen, värdet av eventuella biprodukters användbarhet från drivmedelsframställningen kan ha bedömts olika, eller slutligen att åsikterna går i sär beträffande hur allokeringen av de emissioner som uppstår vid framställningen av fler produkter i samma process skall gå till. Även sättet som resultatet redovisas på skiljer sig ofta åt. Författarna kan t ex välja att framhäva ett visst resultat och att tona ner betydelsen av ett annat. Följden av denna mångfald av resultat blir att hela konceptet med livscykelanalyser riskerar att mista sin trovärdighet. Analyser av olika drivmedels miljöpåverkan är dock ofullständig utan att hänsyn tas till hela dess livscykel och det är ju trots allt bättre att vara ungefär rätt än att ha helt fel. Behovet av standardiserade metoder för hur en livscykelanalys av ett drivmedel skall utföras är därför stort.

Syftet med arbetet kring energilogistikmodellen har varit att definiera en metod och bygga en systemmodell för beräkning av ett drivmedels energianvändning och emissioner från källa till och med slutanvändning. Valet av modellens systemgränser och allokeringsregler mm skall vara förankrade i de vetenskapliga teorier som finns inom området, dock anpassade till drivmedelsframställningens egna villkor.

Energilogistikmodellen är ett förslag till analysmetod av drivmedlens energieffektivitet och emissioner från källa till och med slutanvändning, som är baserad på objektiva bedömningar och på tre vetenskapligt accepterade metoder inom området: Systemangreppssätt, Logistik för tillverkande företag och LCA. Modellen kan användas för systemberäkningar av såväl lokala specialfall som större regionala system.

Energilogistikmodellens systemgränser kan naturligtvis, liksom övriga livscykelanalyser, också diskuteras men det slutliga valet har föregåtts av en seriös och objektiv diskussion där intressenter både från olika drivmedelsproducenter samt forskare bl a inom området LCA har haft möjlighet att yttra sig i frågan.

3.2.1 Modellens uppbyggnad

Uppbyggnaden av en visuell bild av ett produktionsflöde med hjälp av de tre för logistiken grundläggande termerna transport, lagring och förädling ligger till grund för energilogistikmodellen. Kombinerat med materialets "statiska" tillstånd utanför själva materialflödet, dvs råmaterial, tillsatser, biprodukter och slutanvändning, kan samtliga drivmedelsalternativ kartläggas och indelas i mindre delsystem. Varje delsystem analyseras m a p energianvändning och emissioner var för sig och resultaten summeras slutligen ihop till ett sammanlagt värde för respektive emission.

3.2.2 Modellens systemgränser

Främre gränssnitt:
Arbetet med modellen har visat att det är omöjligt att hitta en punkt i den fysiska framställningsprocessen som kan kallas startpunkten för

produktionen och som är rättvis för samtliga drivmedelsalternativ. Även för ett och samma drivmedel kan startpunkten variera, bl a beroende på hur stor mängd som skall produceras. Modellens främre gränssnitt måste därför tillåtas variera från fall till fall. Främre gränssnittet definieras i modellen:

Modellen börjar med de operationer som måste utföras för att råvaran skall finnas tillgänglig i de mängder som är aktuella för kartlagd produktion med definierat framställningssätt. Råvaran följs så långt bakåt i förädlingskedjan som operationer utförs för att bearbeta eller transportera drivmedelsråvaran.

Råvaror:
Råvarornas energiinnehåll redovisas men ingår inte i energibalansen. Redovisningen sker av typen "Till 1 kWh färdigt drivmedel har använts 0,5 kg träråvaror motsvarande 2,25 kWh." Ingen värdering av huruvida råvaran är bra att användas som drivmedel eller inte görs. Användning av modellen skall ge svar på frågan: Om drivmedel skall tillverkas av en viss mängd av en råvara, vilken energieffektivitet resp miljöbelastning blir då följden?

Tillsatser:
Tillsatser kallas de ämnen som sätts till på vägen mot ett färdigt drivmedel. Tillsatsens energiinnehåll redovisas vid sidan av råvarorna i resultatet och tillsatsens tillverkningsenergi ingår i drivmedlets energibalans. Visar det sig att tillsatsen har en signifikant inverkan på drivmedlets energibalans, bör en analys av även tillsatsens tillverkningprocess utföras.

Biprodukter:
Allt som produceras vid sidan av drivmedlet kallas i modellen för biprodukter. Användaren beslutar om biprodukten är användbar eller inte, dvs om det är ekonomiskt möjligt och tekniskt realistiskt att använda biprodukten till någonting eller om den är att betrakta som avfall. Samtliga biprodukter skall redovisas i modellen. Går biprodukten att använda till någon annan applikation belastas inte energi- och emissionsbalanserna alls. Eftersom det i princip är omöjligt för en användare att visa exakt hur denna biprodukt kommer att behandlas då den har lämnat drivmedelsproduktionen, måste energiinnehåll och eventuella emissioner i stället belasta den nya produktens livscykelanalys som biprodukten nu används till. Finns det inte någon realistisk användning för biprodukten, måste den betraktas som avfall och därmed belasta drivmedlets balanser fullt ut. Om meningsskiljaktigheter finns huruvida biprodukten är användbar eller inte, är det lätt att med datormodellens hjälp göra en känslighetsanalys för att se hur stor inverkan biprodukten har på den totala balansen.

Diskussion kring begreppet energi:
Sättet på vilket energin har beräknats är en av de största källorna till olikheter i resultaten i de LCA som är utförda på drivmedel. Skillnaden mellan t ex fossil och biobaserad energi är stor och tolkas ibland på olika sätt.

Spillenergi som används i processen behandlas i princip på samma sätt som biprodukter, dvs antingen är spillenergin användbar eller inte. Emissioner från elproduktion är en annan tvistefråga. Antingen kan respektive nations genomsnittsproduktion (eller ibland även större sammankopplade internationella eldistributionssystem) ligga till grund för emissionsberäkningar, eller så beräknas emissionerna efter marginalproduktionen (dvs fossilt kol eller olja). I energilogistikmodellen har genomsnittsproduktionen använts som beräkningsgrund. Även här är dock känslighetsanalyser lätta att genomföra vid åsiktsskillnader. Samtliga energityper som har använts i processen redovisas separat i energilogistikmodellen.

Problematiken kring energibegreppet visar tydligt att en energianalys som enda beslutsgrundande underlag för att bedöma om ett drivmedel är bättre än ett annat m a p energiutnyttjande inte är tillräckligt, utan att något slags kvalitetsmått på energin är nödvändigt som komplement. Energilogistikmodellen har därför kompletterats med möjligheten att utföra en exergianalys.

Användbarheten av en viss energimängd ökar ju högre exergiinnehållet är. Energiomsättningen i ett vattenfall får belysa detta. Partiklarna rör sig där åt samma håll, och detta kan vi utnyttja i en turbin för att få ut mekanisk energi. När vattnet stannar upp i slutet av fallet, omvandlas rörelseenergin till energi i form av värme. Partiklarna rör sig inte längre åt samma håll utan var för sig i olika riktningar. Energiinnehållet är lika stort som tidigare men existerar i en mindre användbar form. Energins exergiinnehåll har alltså minskat. Exergiverkningsgraden lämpar sig därför bättre än energiverkningsgraden för att jämföra olika processer med varandra.

Exergi kallas ibland för energikvalitet och kan betraktas som ett mått på arbete (ordnad rörelse) eller förmåga till arbete för ett system i den aktuella omgivningen. (Energi betraktas på ett mått på rörelse eller förmåga till rörelse.) Det är t. ex. stor skillnad i användbarhet mellan 1 kWh el och vatten som innehåller 1 kWh värme (i förhållande till rummets omgivningstemperatur). 1 kWh el kan användas till allt från att driva en maskin till att värma upp omgivningsluften, medan varmvattnet endast kan användas till uppvärmning av omgivningen. El är energi av hög kvalitet och är därmed exergirikt. Varmvatten är energi av låg kvalitet och har därmed lågt exergiinnehåll.

Prof. Hannes Alfve'n beskrev betydelsen av att skilja mellan energi och exergi på följande sätt:
"Att helt enkelt summera energi av olika värde är lika felaktigt som att ange kassahållningen i antal mynt utan att ange om de är enkronor eller femöringar."

Exergianalyser förtydligar bilden men är dock inget tillräckligt komplement för att en fullständig bild av energiutnyttjandet skall kunna erhållas. Någon typ av mått på utnyttjandet av förnyelsebara resurser kan komma att behöva tillföras modellen i framtiden.

3.2.3 Validering av modellen / Praktikfall

Modellen har validerats i två praktikfall, etanol producerad i Örnsköldsvik och naturgas från Danmark. Etanoltillverkningen i Sverige sker för närvarande endast vid MoDo:s pappersmassafabrik i Örnsköldsvik. Etanolen produceras ur en spillprodukt från massatillverkningen. Massatillverkningen ger ett stort energiöverskott, vilket täcker både etanoltillverkning och fjärrvärme till Örnsköldsviks kommun. Eftersom energilogistikmodellens systemgränssnitt räknar spillenergi, som inte har någon annan användning, som 0 blir resultatet från denna typ av etanoltillverkning mycket energieffektiv. Ändras förhållandena på något sätt så att spillenergin från MoDo får annan användning, måste en ny beräkning göras. För att belysa hur valet av systemgränser och valet av processenergi påverkar slutresultatet har etanolframställningen i Örnsköldsvik delats upp i tre varianter:

- Första fallet innebär att dagens situation har analyserats där all energi som används i etanolprocessen är spillenergi från pappersmassatillverkningen. (Enligt energilogistikmodellens systemgränser räknas spillenergi utan annan användning som 0 i energi- och emissionsbalanserna.)
- Andra fallet innebär att ångan, som används i processen, har annan användning t ex som fjärrvärme. Ångan har därmed ett ekonomiskt värde och kan därför inte klassas som spillenergi. Energiinnehållet i ångan belastar därmed etanolens energibalans.
- Tredje fallet innebär att ångan antas vara tillverkad av olja i en värmepanna. Energiinnehållet i oljan belastar då energibalansen fullt ut.

Påpekas skall dessutom att denna typ av etanoltillverkning är omöjlig vid andra massafabriker i Sverige och är alltså maximerad till ca 10 000 ton per år, räknat som ren etanol. Skall etanol tillverkas i större skala i Sverige måste helt andra system med andra energiförhållanden analyseras. Analysfallet är mycket lämpligt ur studiesynpunkt, men inte för att användas som LCA värden för etanolproduktion i större skala.

Resultaten av de olika etanolproduktionsfallen sammanfattas i följande figur:

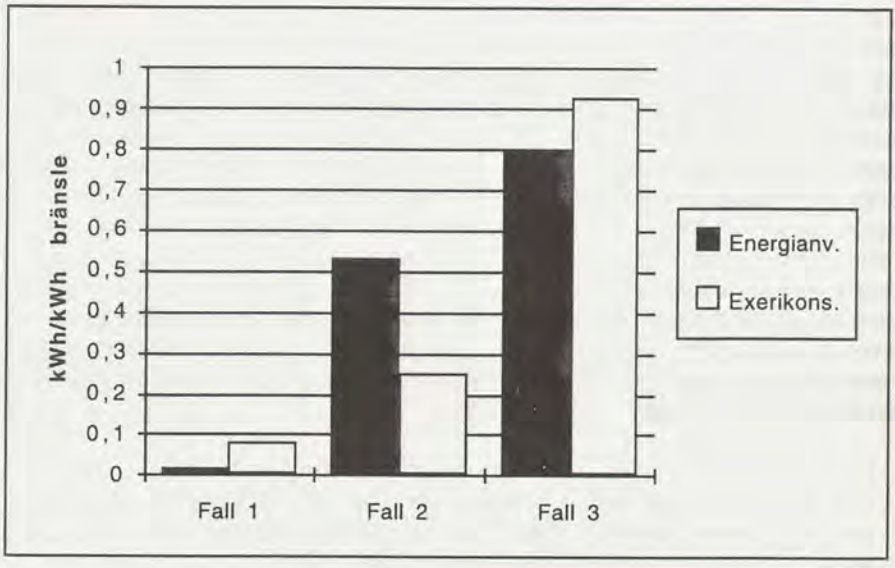


Fig 3-1 Resultat av fallstudier för etanol

Energianvändningen och exergiförbrukningen skall i figuren avläsas på följande sätt: För att tillverka 1 kWh etanol enligt fall 1 så har 0,022 kWh energi tillförts systemet exklusive råvarans ursprungliga energiinnehåll.

Trots att det handlar om en och samma process är skillnaden mellan de olika fallen är mycket stor, både då det gäller energi- och exergieffektivitet. De antaganden som har gjorts är inte orimliga i något av fallen. Resultatet visar på nödvändigheten av att analysera hur tillverkningen har gått till och hur energin som används i produktionens bedöms. Används spillenergi som i annat fall hade gått förlorad är stora energi- och exergivinster möjliga. Skillnaden mellan energi- och exergieffektiviteten i fall 2 visar att i de fall där värme används i processerna, är energianvändningen ett dåligt mått på effektiviteten. Värme är en lågvärdig energiform som inte kan användas i så många tillämpningar, och ju mer av den värme som finns tillgänglig som kan användas för att öka exergiinnehållet i t ex ett drivmedel desto lägre totala exergiförluster gör vi. Exergiskillnaden mellan fall 2 och 3 visar att exergiförlusterna blir betydligt större om prima energi används för att tillverka ånga som sedan i sin tur används för att öka exergiinnehållet i ett drivmedel. Exergiförlusterna blir i det fallet t o m större än energianvändningen.

Produktionen av gas ämnad för den svenska marknaden produceras på de danska olje- och gasfälten i Nordsjön. Detta fall är betydligt enklare och resultaten av fallet är inte intressanta ur studiesynpunkt. Däremot kan

resultatet av denna analys användas för LCA värden för naturgasproduktion i Danmark med distribution till Sverige. (se kap 5.2.7)

Modellen erbjuder en arbetsmetod som är användbar på samtliga drivmedelsalternativ. Genom att använda energilogistikmodellen och accepterar dess systemgränsdragningar för man upp diskussionen kring drivmedelsframställningens miljöpåverkan till en diskutabel nivå. Tvistefrågorna reduceras till att handla om huruvida en biprodukt är användbar eller inte och man slipper hamna i diskussioner om hur mycket av olika processer som skall räknas in till systemet. Kan intressenterna enas kring denna typen av frågor är mycket vunnet.

3.3 BEDÖMNINGSGRUNDER

Rapporterna har bedömts med avseende på följande enligt teorin kring LCA viktigaste bedömningsfaktorerna:

- Transparens. Varje steg i en livscykelanalys måste redovisas. Samtliga beräkningar, antaganden och referenser måste beskrivas så att en läsare av rapporten kan följa analysens samtliga delar.
- Trovärdighet. Syftet och anledningen till att analysen har utförts och på vems uppdrag skall redovisas. Källhänvisningen är av stor betydelse. Datans kvalitet, ålder, relevans, teknisknivå är exempel på uppgifter som en läsare vid behov bör kunna ta reda på.
- Jämförbarhet. Resultatet av analysen måste kunna jämföras med en annan analys i samma område. Ett resultat uttryckt i t ex CO2-ekvivalenter utan att redovisa omvandlingsfaktorer och storleken på bakomliggande emissioner kan inte bedömas.

4 AVGRÄNSNINGAR

Endast reglerade emissioner till luft, dvs CO2, SOx, NOx, CO, HC, CH4 samt energianvändning analyseras.

Analysen gäller bara för drivmedel som kan användas till förbränningsmotorer

Rekommendationer gäller för Svenska förhållanden och för i dagsläget existerande produktionssystem.

5 LITTERATURSAMMANSTÄLLNING

Följande rapporter ingår i denna bedömning av utförda livscykelanalyser av fordonsdrivmedel:

- Agnetun et al, 1993, *A Life-Cycle Evaluation of Fuels for Passenger Cars*, paper presented at the Fourth International Symposium on the performance evaluation of automotive fuels and lubrications, 5-7 May 1993, Birmingham, UK

- Bang & Holden, 1991, *Energiforbruk og relative CO2-utslipp ved utvinning, produksjon, distribusjon og bruk av tradisjonelle- og alternative drivstoffer*, Teknologisk institutt, Oslo, Norge.

- Blinge, 1993, *Energilogistik - Livscykelanalys av drivmedel*, Institutionen för Transportteknik, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.

- California Energy Commission, 1989, *Comparing the impacts of different transportation fuels on the greenhouse effect*, CEC, Sacramento, Californien, USA

- Celsius Materialteknik, *RME och diesel MK1*, Celsius Materialteknik AB, Linköping

- Concawe, 1995, *Alternative fuels in the automotive market*, Concawe, Bryssel, Belgien

- De Luchi, 1992, *Emissions of Greenhouse Gases from the Use of Transportation Fuels and Electricity*, Center for transportation research Argonne National Laboratry, Argonne, Illinois, USA.

- Ecobilan, 1993, *Ecobilan du Diester*, Ecobilan, Paris

- Ecotraffic AB, 1992, *Life of fuels - Motor fuels from source to end use*, Ecotraffic AB, Stockholm

- Environmental Resources Management, 1994, *The Life Cycles of ETBE (produced from bioethanol) and MTBE*, Reference 2357, London, UK.

- Farbi et al, 1990, *Verminderung der CO2- Emissionen bei Kraftstoffen aus sicht der Kette: Förderung, Verarbeitung, Verteilung und Endverbrauch*, Vortrag gehalten bei der DGMK Haupttagung am 21. September 1990 in Munster, Deutche Shell AG, Hamburg.

- Figenbaum E, 1995, *Biodiesel - En Livscykelanalys*, Teknologisk Institutt, Oslo, Norge.

- Finnveden et al, 1994, *Livscykelanalys av etanol ur sorterat hushållsavfall*, IVL Rapport B 1168, Stockholm, Sweden

- Förde et al, 1993, *Livslöpsvurdering av drivstoffprodukter*, Stiftelsen Östfoldforskning, Fredrikstad, Norge.

- Gust S, 1993, *Economics, net energy & net CO2 balance of liquid biofuels produced in Finland*, Neste OY, Porvoo, Finland

- International Energy Agency, 1992, *Energy and the environment; Transport System Responses in the OECD Greenhouse Gas Emissions and Road Transport Technology(draft report)*, OECD, Paris, Frankrike.

- International Energy Agency, 1994, *Biofuels*, OECD, Paris, Frankrike

- Keiserås Bakkane K, 1994, *Life Cycle Data for Norwegian Oil and Gas*, Tapir Publishers, Norge

- Statoil, 1992, *Livslöpsanalyse av vanlig bensin og bensin med MTBE*, Trondheim, Norge

- Tillman, 1994, *Godstransporter i livscykelanalys, Schablonvärden för energianvändning och emissioner*, Teknisk miljöplanering, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg

- Walwijk & Leijs, 1994, *Grandstoffen voor het wegverkeer*, Innas BV, Breda, Holland

Följande analyser har kommit till min kännedom i ett sent skede i arbetet och resultaten för respektive rapport finns därför inte redovisade i rapporten. Resultaten redovisar dock inte några nya uppgifter som påverkar analysens resultat och rekommendationer.

Darrow K, 1994, *Light Duty Vehicle Full Fuel Cycle Emissions Analysis*, GRI-93/0472, Gas Research Institute, Chicago Illinois, USA.

De Luchi, 1992, *Emissions of Greenhouse Gases from the Use of Transportation Fuels and Electricity ,Volume 2*, Center for transportation research Argonne National Laboratry, Argonne, Illinois, USA.

European Commission Directorate-General XII Science, Research and Development, 1994, *Biofuels, Application of biologically derived products as fuel or additives in combustion engines*, EUR 15647 EN, Bryssel, Belgien

International Energy Agency, 1995, *Production of Alcohols and other oxygenates from fossil fuels and renewables*, OECD, Paris, Frankrike.

Netherlands Agency for Energy and the Environment (NOVEM), 1992, *The Feasibility of Biomass Production for the Netherlands Energy Economy*, NOVEM, Apeldoorn, Holland.

Segal M, 1990, *Ethanol Fuel and Global Warming*, Congressional Research Service, The Library of Congress, Washington, USA.

Efter korrespondens via fax skulle en ny rapport kring ämnet publicerats under februari 1996 av Acurex Environment (Michal Jacksson & Stefan Unnasch) i USA. Denna rapport har ännu inte erhållits. Dessutom kommer Volvo med en reviderad version av Bränsledatabanken inom den närmaste tiden.

5.1 BEGRÄNSNINGAR OCH BRISTER HOS DE ANALYSERADE STUDIERNA

Det finns ett antal kommentarer som gäller samtliga analyser som bör belysas innan resultaten av studierna redovisas.

Omvandlingsfaktorer
Resultatet av en jämförande LCA redovisar vanligtvis mängderna av ett antal grupper emissioner som användandet av produkten har gett upphov till. Eftersom den ena av produkterna ofta är bättre än det andra på vissa av emissionsgrupperna och tvärt om kan det vara svårt att dra några slutsatser av analysen. För att kunna ge ett mer koncentrerat värde för resultatet viktas de ingående emissionerna ofta mot varandra i en värderingsmodell. Denna modell kan vara baserad på mer eller mindre subjektiva bedömningar och ju fler resultat som viktas samman desto mer osäker blir resultatet. Ett mellanting är att redovisa emissionerna efter klasser och karaktärer, dvs i t ex växthusgaser, försurande samt övergödande ämnen. Genom att gå tillväga på detta sätt tappar man inte lika mycket information som om endast en total siffra för miljöpåverkan redovisas. Forskningen kring LCA lutar mer och mer mot att man inte bör sammanväga samtliga emissioner till en siffra utan att karaktärisera emissionerna på ovan nämnda sätt. Det skall dock påpekas att det fortfarande är svårt att vikta emissionernas miljöeffekter gentemot varandra eftersom kunskaperna kring vad som faktiskt händer i naturen p.g.a. olika utsläpp ännu är alldeles för svaga. Den vanligaste värderingsmetoden vid analyser av drivmedel är att beräkna växthusgaser i sk CO2-ekvivalenter. Omräkningsfaktorerna skiljer sig dock mellan de olika studierna:

CO2:	1
CH4:	10 - 30
NOx, N20:	270 - 300

Omvandlingsfaktorer av ovanstående slag är naturligtvis önskvärda för att förenkla beslutsfattandet för olika intressenter, men man måste i så fall vara väl medveten om osäkerheterna i dessa omvandlingsfaktorer. Eftersom osäkerheten i en livscykelanalys är stor redan innan bör man inte dra slutsatser om att ett drivmedel är bättre än ett annat om deras resultat, baserat på omräkningsfaktorer, skiljer sig mindre än ca 25-30 %.

Energi
Energitypen som används i processerna bör redovisas tydligare i analyserna än vad som är gjort hittills. Skillnaden mellan fossil och biobaserad energi redovisas oftast, men rapporterna redovisar sällan möjligheterna med att använda spillenergi eller biprodukter. Möjligheterna med att upprätta symbiosfabriker eller att lägga energikrävande produktionsenheter nära andra energiintensiva fabriker där överskottsenergi produceras är sällan redovisade. Känslighetsanalyser för hur en sådan lösning skulle påverka resultaten saknas bland studierna.

Exergi
Exergibegreppet eller någon annan typ av kvalitetsmått saknas i samtliga analyser. Skillnaden i användbarhet mellan energikvaliteterna är stor, men ändå tar ingen upp denna skillnaden i sin analys. 1 kWh rumsvärme kan inte omvandlas till 1 kWh el, men 1 kWh el kan omvandlas till minst 1 kWh rumsvärme. 1 kWh el innehåller lika mycket energi som 1 kWh rumsvärme, men ungefär 20 gånger så mycket exergi; i en värmepump kan elenergi också "växlas" till flera gånger så mycket energi i rumsvärme (dock inte utan exergiförluster). (Se även kap 3.2.2)

Emissionsdata för fordon
Majoriteten av försurnings- och övergödnings-emissionerna som släpps ut under drivmedlets väg från källa till användning uppkommer vid själva driften av fordonet. Andelen varierar mellan drivmedlen, men ca 10-20 % kan anses alstras under själva produktionen av drivmedel för förbränningsmotorer. Andelen som släpps ut under produktionen ökar naturligtvis med sjunkande emissioner vid förbränningen. Samma storleksordning (ca 10-20 %) gäller även för CO2-utsläpp från produktion av fossila drivmedel.

Den typ av fordon som används som referens vid analysen är därför av stor betydelse. Modernast möjliga teknik, genomsnittlig fordonspark, provbänksresultat, testcykel mm gör att stora skillnader mellan olika analyser kan uppkomma endast beroende av val av referensfordon. Inom en analys används i regel jämbördiga fordon och dess relativa skillnader mellan drivmedlen stämmer i regel bra överrens.

Datans exakthet är som tidigare nämnts viktigt för resultatet av en analys. Skiljer det mindre än ca 10 - 15% i ett speciellt emissionsvärde mellan två drivmedel är det inte relevant att dra några slutsatser baserade på denna typ av emission.

5.2 REDOVISNING AV ANALYSERADE STUDIER

Nedan följer en redovisning av, samt en bedömning av de resultat som de analyserade studierna har kommit fram till. Endast respektive studies resultat redovisas. För mer detaljerad information kring den data som ligger bakom resultaten hänvisas till respektive referens. För CO2-utsläpp

redovisas endast de som härstammar från fossila källor då det endast är dessa som ökar halten CO2 i atmosfären.

5.2.1 Ecotraffic AB, 1992, Life of fuels - Motor fuels from source to end use, Ecotraffic AB, Stockholm

Syftet med studien är att undersöka ett antal fordonsdrivmedel m a p miljökonsekvenser av luftföroreningar samt energieffektiviteten för samtliga drivmedel. Drivmedlen som analyseras är: miljödiesel, bensin, propan, naturgas, biogas, metanol (från både naturgas och biomassa), etanol (från olika fossila och biobaserade råvarukällor), rapsmetylester, Vätgas (från vatten med el som energikälla), elektricitet (från svensk genomsnittsproduktion och från naturgas).

Ecotraffic redovisar sina val av systemgräns, allokeringsregler och behandling av energibegreppet. Exergibegreppet berörs, men väljs bort av anledningen att det ytterligare komplicerar en redan komplex bild. Svårigheterna med att definiera ett och samma gränssnitt för samtliga drivmedel påpekas. Valet av systemgränssnitt och allokeringar är realistiska och motiveras väl i respektive fall och effekterna av systemgränsvalet visas då drivmedlen jämförs. Beräkningar, antaganden och även analysens begränsningar och brister redovisas. Energi och emissioner redovisas var för sig och uttryckt i CO2-ekvivalenter (en sammanvägd siffra för samtliga växthusgaser) och NOx-ekvivalenter (en sammanvägd siffra sör samtliga försurande emissioner). Emissioner och energianvändning redovisas dessutom uttryckt i fordonskilometer både för personbil, lastbil och buss. Rapporten ger ett seriöst och trovärdigt intryck och de enda nackdelarna är att man, i likhet med de flesta andra analyser, krediterar vissa biprodukter (djurfoder) med utebliven produktion på annat håll (soyamjöl). Kärnkraftsbaserad elektricitet betraktas dessutom som emissionsfri, vilket inte är sant. Uppgifter kring emissioner vid kärnbränsleproduktion var dock inte så vanliga vid tiden för analysens genomförande. Rapporten har förutom dessa marginella brister vissa stora fördelar jämfört med de övriga rapporterna som jag har studerat.

- Resultaten gäller för svenska förhållanden.
- Produktionen antas ske i fullskaleanläggningar. Anläggningarna antas dock inte nödvändigtvis vara så stora att de skall kunna producera drivmedel i samma storleksordning som ett normalt raffinaderi. Siffrorna gäller därför även för produktion av "nischbränslen".
- Man har analyserat samtliga för tillfället möjliga drivmedel vilket innebär att det finns en gemensam systemgräns för samtliga drivmedel. Drivmedlens relativa miljöpåverkan är därför mer trolig än om en sammanställning görs över resultat från flera olika analyser.

En sammanställning av resultaten från Ecotraffics rapport redovisas nedan. Energianvändningen är redovisad som den mängd energi som har använts för att producera 1 MJ färdigt drivmedel. Siffran 0,21 för bensin innebär alltså att för varje MJ drivmedel som används i fordonet har ytterligare 0,21 MJ använts vid produktionen av drivmedlet. Om bilen drar 3,4 MJ/km är

alltså den totala energianvändningen 4,1 MJ/km. För de biobaserade drivmedlen redovisas dels den totala mängd energi, inklusive energiinnehållet i råvaran, som har använts vid produktionen av drivmedlet samt den del av den totala mängden energi som består av fossil energi.

Tab 5-1 Resultat enligt Ecotraffic.

Enheter per MJ drivmedel	Energi *MJ*	CO_2 *g*	SOx *mg*	NOx *mg*	CO *mg*	HC *mg*	CH_4 *mg*	CO_2-ekv.
Bensin[a]	0,21	15,4	28	50	7	50	26	18
Diesel[b]	0,14	10,4	21	45	7	14	26	12
LPG	0,16[c]	13	26	91	8	17	26	14
	0,08[d]	5,3	5	70	10	6	51	7
CNG	0,14	8	-	16	5	3	188	12
Metanol (NG)	0,45	11,8	19	162	27	28	134	16,5
Metanol (Bio)[e]	1,18	14	4	135	37	23	-	14,7
	0,18*							
Etanol (Vete)[f]	1,46	32	23	273	203	91	-	36
	0,24*							
Etanol (Trä)[g]	2,10	22	41	258	270	135	-	26
	0,22*							
Etanol (Trä)[h]	1,46	13	11	170	89	39	30	16
	0,08*							
Biogas[i]	0,74	7	-	114	20	13	608	21
	0,30*							
Biogas[j]	0,88							
	-0,05*							
RME	0,34	23	3	170	47	32	-	25

* Andel av energianvändningen som är fossil energi.
a) Reformulerad bensin
b) Miljödiesel
c) från raffinaderi
d) från oljefälten
e) Produktion från salix
f) Produktion från vete med halm som tillsatsenergi
g) Produktion från salix
h) Produktion med CASH-processen
i) Produktion från Lucern då fossil energi används i processen.
j) Produktion från Lucern då biogas används i processen.

Omräknat till utsläpp per fordonskilometer redovisas följande siffror:

Enheter per fordonskilometer	Energi *MJ*	CO_2 *g*	SOx *mg*	NOx *mg*	CO *mg*	HC *mg*	CH_4 *mg*	CO_2-ekv.
Personbilar:								
Bensin[a]	4,1	307	112	646	6008	1020	190	367
LPG	3,60[c]	265	88	751	1659	720	88	306
	3,35[d]	239	17	680	1666	683	173	282
CNG	3,5	195	-	445	1480	40	1172	230
Metanol (NG)	4,44	246	58	894	6182	299	430	284
Metanol (Bio)[e]	6,67	42,7	12	808	6213	284	21	70
	0,55*							
Biogas[d]	5,8	22	-	756	1550	71	2474	87
	-0,16*							
Lastbilar:								
Diesel[b]	19,0	1368	365	17000	614	730	515	1594
LPG	21,2[c]	1427	476	5691	2617	1318	933	1500
	19,7[d]	1286	92	5307	2653	1116	476	1372
CNG	21,1	1184	-	5846	3238	390	6438	1370
Metanol (NG)	24,1	1341	315	10674	2440	1046	2274	1477
Metanol (Bio)	36,2	232,4	66	10209	2606	963	50	315
	3,0*							
Etanol (Vete)[f]	40,8	531	382	15400	5070	2120	-	665
	4,0*							
Etanol (Trä)[g]	51,6	357	681	15200	6150	2850	-	515
	3,7*							
Etanol (Trä)[h]	40,8	216	183	13700	3140	1260	500	365
	1,3*							
Biogas[i]	34,8	130	-	7660	3515	574	14200	500
	-0,93*							
RME	24,2	382	50	20000	1278	930	83	548
	5,6*							

* Andel av energianvändningen som är fossil energi.
a) Reformulerad bensin
b) Miljödiesel
c) från raffinaderi
d) från oljefälten
e) Produktion från salix
f) Produktion från vete med halm som tillsatsenergi
g) Produktion från salix
h) Produktion med CASH-processen
i) Produktion från Lucern då biogas används i processen.

5.2.2 Bang & Holden, 1991, Energiforbruk og relative CO2-utslipp ved utvinning, produksjon, distribusjon og bruk av tradisjonelle- og alternative drivstoffer, Teknologisk institutt, Oslo, Norge.

Total energianvändning har analyserats för olika drivmedel. Utifrån resultatet av energianalysen har relativa CO_2-faktorer framräknats.

Drivmedlen som analyseras är: Bensin, Diesel och LPG från råolja. CNG från naturgas och deponigas, LNG från naturgas, metanol från naturgas och kol, vätgas från naturgas och Elektricitet från naturgas, kol, vattenkraft och deponigas. Valet av råvaror har underlättat systemgränsdragningen. Utvinningen av samtliga råvaror har väldefinierade start och slutpunkter. Ingen skillnad på bioenergi och fossil energi görs. CO_2 utsläppen för deponigas räknas som 0. Beräkningar, referenser och antaganden är trovärdiga och lätta att följa. Med tiden och med intresset av LCA av drivmedel har dock rapporter publicerats med data av modernare årgång. Därmed inte sagt att den data som har använts i denna rapporten skulle vara felaktiga. Resultaten redovisas i diagram där verkningsgrad och CO2-faktorer. Denna form av resultatredovisning gör det svårt att göra jämförelser med andra rapporter.

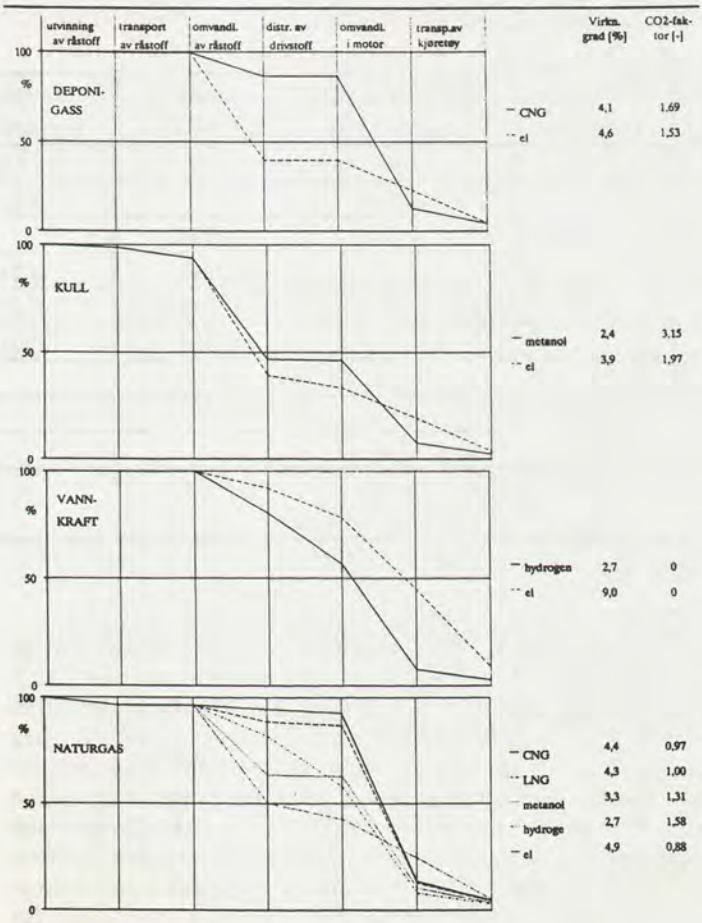


Fig 5-1 Resultat från Bang & Holdens rapport.

5.2.3 Förde et al, 1993, Livslöpsvurdering av drivstoffprodukter, Stiftelsen Östfoldforskning, Fredrikstad, Norge.

Syftet och målet med rapporten är att öka kunskapen om produktionssystemet, att jämföra miljö- och hälsomässiga påverkningar från olika produktionssystem och att lägga grunden för produktförbättringar ur ett livsykelperspektiv. I rapporten redovisas en LCA av 1000 liter högoktanig bensin, högoktanig MTBE-bensin och diesel. För analysen har teorierna kring LCA använts. Referenserna består i huvudsak av litteratur kring teorier för LCA samt norska LCA studier av olika petroleumbaserade drivmedel. Resultaten redovisas uttryckt dels i energi och emissioner per 1000 liter drivmedel och dels per km. Vid produktionsfasen har MTBE-bensinen genomgående högre miljöpåverkan per liter jämfört med övriga drivmedel. Omräknat till km redovisas följande siffror:

Tab. 5-2 Utsläpp till luft vid 1000 km körning för de olika drivmedlen enligt Förde et al.

Utslipp	Bensin kg/1000 km	MTBE-bensin kg/1000 km	Diesel kg/1000 km	Bensin [2] kg/1000 km
CO_2	190	190	185	187.96
CO	1.737	1.544	2.1	2.35
HC	0.134	0.127	0.250	
NMHC	0.181	0.170	0.160	0.24
NO_x	0.373	0.378	0.250	0.27
Partikler			0.050	0.01
VOC-rundt motor	0.12	0.12		
VOC- kald stillstand	0.05	0.05		
VOC- etter kjøring	0.12	0.12		
Energiforbruk [MJ/1000 km]	2680	2637	2517	

Författarna påpekar att siffrorna för processerna för MTBE-produktion är väldigt osäkra eftersom de baseras på projektplaner och konsekvensutredningar. Det är därför även här svårt att dra några slutsatser kring MTBE som drivmedelskomponent. Eftersom MTBE är tänkt att vara just en komponent och inte ett drivmedel i sig är det inte intressant att analysera det i sig. Genom att blanda in MTBE i bensinen kan själva bensinen tillverkas på ett annat, ofta med energieffektivare sätt. Jämförelsen skall därför göras på det sätt som de norska studierna visar dvs jämföra bensin med MTBE inblandat i bensin. Som en studie av dessa fall är Förde et al en bra och trovärdig analys. Åter igen är dock analysen anpassad för norska förhållanden.

5.2.4 Tillman, 1994, Godstransporter i livscykelanalys, Schablonvärden för energianvändning och emissioner, Teknisk miljöplanering, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg

Vid ett uppdrag för förpackningsutredningen togs en uppsättning data kring transporternas miljöbelastning fram. Miljöpåverkan vid framställningsprocessen av drivmedel har redovisats som ett "precombustion"-tillägg. Detta antas gälla för ett genomsnitt av de dieselkvaliteter som tillverkades år 1991. Siffrorna baseras på råoljeutvinning i Nordsjön, transport till och raffinering i Lysekil. Eftersom institutionen för teknisk miljöplanering är den ledande institutionen för forskning kring LCA finns det ingen anledning att betvivla metoden bakom analysen. Dieselframställningen och dieselkvaliteterna som används i Sverige i dag är dock annorlunda än de som framställdes 1991. Dessutom köps olja från andra delar av världen än Nordsjön.

Tabell 5-3 Resultat enligt Tillman.

MJ/MJ resp. g/MJ	**Energi**	**SO2**	**NOx**	**CO**	**CO2**	**HC**
Precomb. tillägg	0,066	0,014	0,004	0,0001	4,0	0,008

5.2.5 Agnetun et al, 1993, A Life-Cycle Evaluation of Fuels for Passenger Cars, paper presented at the Fourth International Symposium on the performance evaluation of automotive fuels and lubrications, 5-7 May 1993, Birmingham, UK

Volvo har tidigare presenterat data kring livcykelanalyser av drivmedel i sin "Bränsledatabank". Detta papper baseras på dessa resultat. Två kriteria har använts vid valet av drivmedel för denna studie: Drivmedlen måste vara realistiska inom en 10 års period, samt att de skall kunna användas för personbilar. Man har därför valt metanol (M85) och etanol (E85) dvs 85% alkohol och resten bensin, samt RME, bensin och dieselolja. Resultaten redovisas i gram per km. De data som har använts för analysen bygger på litteraturstudier där resultaten redovisas i ett intervall. Ur detta intervall har en siffra använts och ingen motivering till valet görs i denna rapport. Valet av referensbil och mätmetod för emissioner är väl definierade. Antaganden som är gjorda är rimliga och ett stort antal relevanta referenser har angetts. Etanolproduktion är antagen från vete med oljebaserad destillering. Val av systemgränsdragning är översiktligt redovisad. Ingenting om hur biprodukter och allokeringar har behandlats har redovisats. Resultaten har sammanställts i följande tabell:

Tabell 5-4 Resultat enligt Volvo

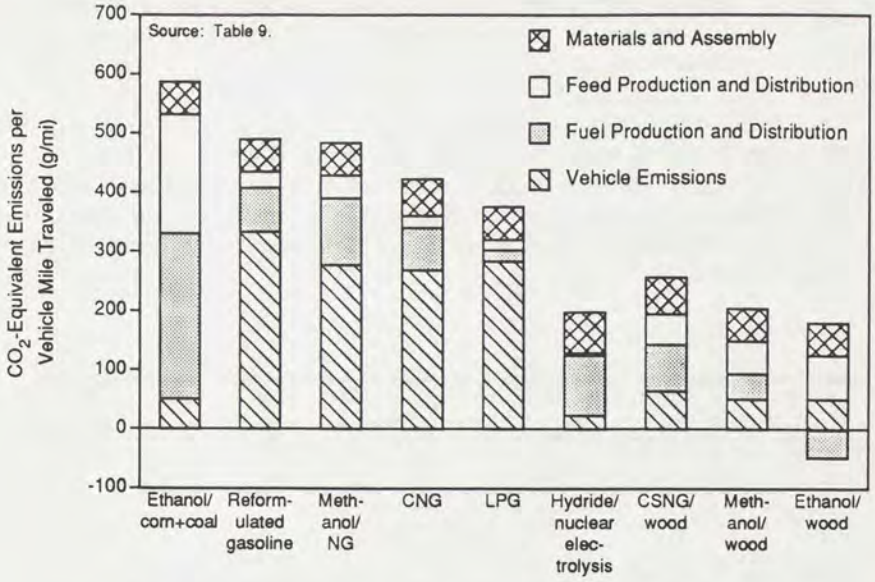
gram resp. kWh/km	HC	CO	NOx	PM	CO2	SOx	Energi
Bensin	0,63	1,02	0,38	0.02	244	0,18	0,91
Diesel	0,24	0,15	0,87	0,13	212	0,25	0,78
M85	1,00	0,90	0,26	0,01	240	0,06	1,19
E85	0,49	1,06	0,61	0,03	254	0,39	2,46
RME	0,16	0,20	1,06	0,11	117	0,18	1,67

5.2.6 De Luchi, 1992, Emissions of Greenhouse Gases from the Use of Transportation Fuels and Electricity, Center for transportation research Argonne National Laboratry, Argonne, Illinois, USA.

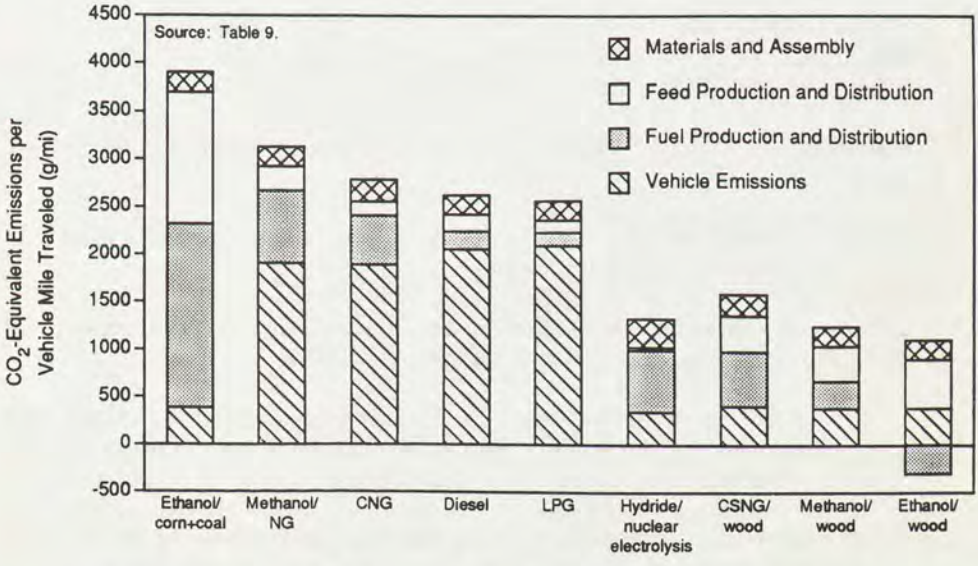
Syftet med rapporten är att hjälpa beslutsfattare och analytiker att förstå de effekter som valet av energikälla för produktion, distribution och användning av drivmedel har på globala klimatförändringar inför 2000-talet. Rapporten är speciellt avsedd att underlätta förståelsen för hur tekniska, ekonomiska och beteendemässiga aspekter på energi-användningen påverkar halten av växthusgaser i atmosfären. Drivmedlen som analyseras är: diesel, bensin, LPG, naturgas, biogas, metanol (från kol, naturgas och biomassa), etanol (från majs och biomassa), Vätgas (från uran och solenergi), elektricitet (från kol, uran, olja, naturgas, biomassa och solenergi) samt Vätgas och metanol vid användning i bränsleceller.

Analysen innehåller inte bara drivmedlens livscykler utan även for-donstillverkning, underhåll av transportsystem, tillverkning av anläggningar och användning av markarealer för produktion av biomassa. Flera scenarier med olika tidsaspekter redovisas. Problemen med systemgränser och dess påverkan på slutresultatet poängteras. Även den påverkan som teknikval, fordonsanvändning, motortyp, mängd gödningsmedel på åkrarna etc, har på resultatet påpekas. Analysen är uppdelad i två volymer där första volymen redovisar resultaten av analysen och andra delen innehåller detaljerade beräkningar, metodupplägg, referenser och förklaringar. Andra delen har jag ännu inte fått tag på. Den kan därför inte refereras på annat sätt än att jag har läst den tidigare och funnit den mycket relevant, noggrant utförd och trovärdig. Rapporten är flitigt refererad i olika skrifter och papers. Den enda nackdelen med rapporten är att den, med hänsyn till varifrån de flesta referenserna kommer, framför allt gäller för Nordamerikanska förhållanden både vad gäller drivmedels- och fordonsproduktion. I rapportens andra volym skall det dock finnas ett scenario för europeiska förhållanden. DeLuchi påpekar också i resultatdiskussionen att resultatet är starkt beroende på valet av systemgränser och typ av data som används.

Resultaten redovisas uttryckt i CO2-ekvivalenter både i tabellform där varje del i processen redovisas var för sig och i diagramform. Följande diagram visar CO2-ekvivalenter per mile. Dessa siffror har i jämförelsen räknats om till km.



Total Fuel-Cycle, CO_2-Equivalent Emissions for Light-Duty Vehicles



Total Fuel-Cycle, CO_2-Equivalent Emissions for Heavy-Duty Vehicles

Fig. 5-2 Resultat enligt DeLuchi .

5.2.7 Blinge, 1993, Energilogistik - Livscykelanalys av drivmedel, Institutionen för Transportteknik, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.

Rapporten fokuseras på teorin bakom LCA och hur denna skall anpassas till de speciella förhållanden som gäller för drivmedelsproduktion. De fall som studeras är naturgas och etanol. Fallen har valts för att på bästa sätt validera den utvecklade energilogistikmodellen och är av så speciell karaktär att de inte går att använda för generella rekommendationer kring utsläpp från olika drivmedel.

Tabell 5-5 Resultat enligt Blinge

Enheter per MJ drivmedel	Energi *MJ*	CO_2 *g*	SOx *mg*	NOx *mg*	CO *mg*	HC *mg*	CH_4 *mg*
Etanol fall 1	0,02	22	-	180	72	72	-
Etanol fall 2	0,53	22	-	180	72	72	-
Etanol fall 3	0,80	93	360	792	72	72	-
Naturgas	0,05	2	-	11	-	-	-

Enheter per fordonskilometer	Energi *MJ*	CO_2 *g*	SOx *mg*	NOx *mg*	CO *mg*	HC *mg*	CH_4 *mg*
Etanol fall 1	6,0	36	-	24020	720	1290	-
Etanol fall 2	9,0	36	-	24020	720	1290	-
Etanol fall 3	10,6	152	560	24240	730	1300	-
Naturgas	23,3	1145	-	12330	1850	12310	*

5.2.8 Statoil, 1992, Livslöpsanalyse av vanlig bensin og bensin med MTBE, Trondheim, Norge

Syftet med rapporten är att jämföra energieffektivitet och emissioner vid användning av bensin respektive bensin med MTBE.

Många problem med systemgränsdragning undviks då endast två drivmedelsalternativ analyseras. Båda drivmedlen är baserade på fossila råvaror. Jämförelsen är dessutom specifik för ett definierat produktionssätt och gäller för norska förhållanden. Beräkningar, referenser och antaganden är väl redovisade. Nackdelen är att de specifika siffrorna för MTBE är svåra att följa och separera från siffrorna för bensin med MTBE. Resultaten är dessutom redovisade i diagramform vilket gör dem svåra att läsa av. Resultaten är redovisade i emissioner per 1000 liter drivmedel och per km.

Energianvändningen för att köra en bil på bensin respektive bensin med MTBE skiljer sig inte åt nämnvärt. Detsamma gäller enligt författarna för NOx och CO2-emissioner. CO utsläppen sjunker dock ca 30-40 % ochVOC-

utsläppen sjunker ca 20-30 %. Den största skillnaden i emissioner ligger i fordonsanvändningen.

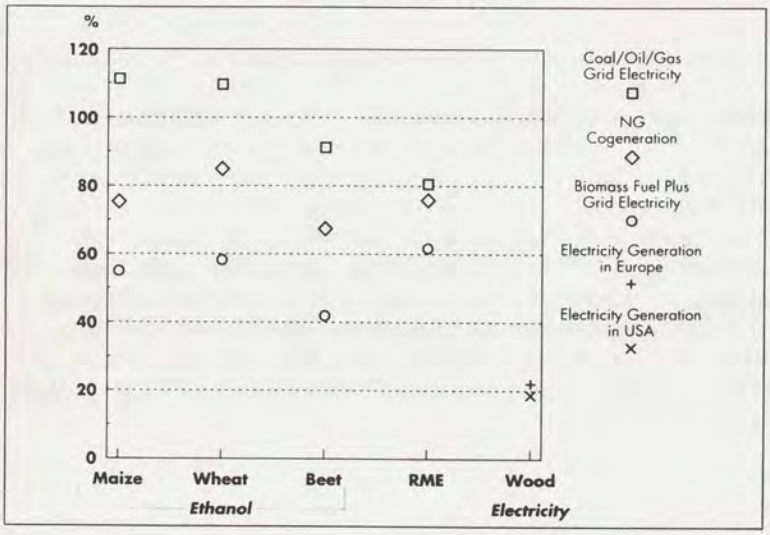
5.2.9 IEA, 1994, Biofuels, OECD, Paris, Frankrike

Rapporten utreder biobränslens plats i samhället. Motivet till användning, produktion, CO2-baserad LCA samt ekonomiska aspekter behandlas. De alternativ som studeras är etanol från majs, vete och sockerbetor, RME, metanol från trä samt elektricitet från trä. Systemgränsdragningen är redovisad inklusive behandlingen av biprodukter. Även OECD använder sig av ersättningsmetoden där t ex djurfoder krediteras med sparad miljöpåverkan någon annanstans i världen då man antar att foderproduktionen upphör någon annanstans. Detta förfarande delar man med bl a DeLuchi och Ecotraffic, vilka båda finns refererade i referenslistan. Beräkningarna och antaganden om energianvändning vid gödning mm inom jordbruk och annan biomassaproduktion är väl redovisade. Omräkningen av växthusgaser till CO2-ekvivalenter följer tidigare rekommendationer från IEA:

VOC	8x
CO	3x
CH4	26x
NOx	270x

Resultaten redovisas i två fall. Det första för nuvarande teknicknivå och det andra för ett framtida fall. Detaljerade tabeller finns redovisade i bilagor medan en sammanfattande figur redovisas i rapporten där CO2-ekvivalenterna redovisas i procent av konventionella drivmedel.

Greenhouse Gas Emissions in Biofuel Life-cycles (as Percentage of Conventional Fuel Life-cycle: Current Technology)



Greenhouse Gas Emissions in Biofuel Life-cycles (as Percentage of Conventional Fuel Life-cycle: Future Technology, Low Input, High Yield Crops)

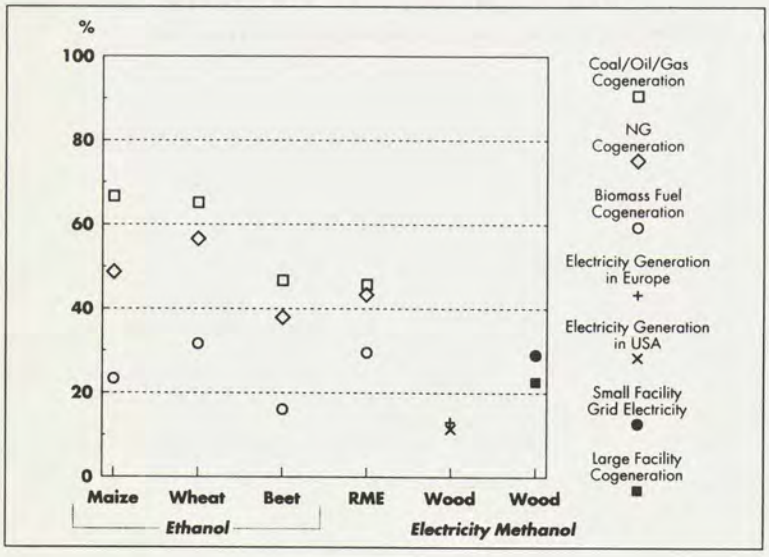


Fig. 5-3 Resultat enligt IEA

Resultaten från rapporten pekar på att biobränslen signifikant kan reducera den fossila energianvändningen inom OECD-länderna men att det blir relativt dyrt. Bästa energimässiga användningen är att ersätta kolbaserad elproduktion. Etanol från sockerbetor är det effektivaste sättet att ersätta bensin i dag, medan det i framtiden troligtvis blir mer effektivt att tillverka metanol från träråvaror.

Slutintrycket från rapporten är att den är trovärdig och att den på ett tillfredsställande sätt har redovisat och motiverat sina antaganden. Resultaten liknar de för DeLuchi och Ecotraffic och man får intrycket av att denna rapport är baserad på dessa rapporter med en mer detaljerad analys av framför allt tillsatsenergi inom jordbruket och kreditering för biprodukter.

5.2.10 Figenbaum E, 1995, Biodiesel - En Livscykelanalys, Teknologisk Institutt, Oslo, Norge.

Syftet med rapporten är att ge underlag för att företa en jämförelse mellan biodiesel producerat från raps- och rybs och reformulerad diesel producerat av råolja. Alla förutsättningar gäller för norska förhållanden. Rapporten är välgjord där teorierna kring LCA används fullt ut. Systemgränserna är väl valda och biprodukternas användbarhet och därmed hur de skall påverka energi- och emissionsbalanserna är bra redovisade. Författaren har, liksom de flesta andra LCA rapporterna, valt att låta biprodukten från rapsoljeproduktionen ersättas med utebliven produktion av soyamjöl. Orsaken är att det troligaste användningsområdet för rapsmjöl är som djurfoder. Med hänvisning till tidigare kommentarer i frågan anser jag att detta resonemang är tveksamt om än inte felaktigt. Antaganden, beräkningar och referenser är väl beskrivna och rapporten ger ett förtroendeingivande intryck. Det finns därför ingen anledning till att betvivla resultatet. Nackdelen är att den är så specifik för norska förhållanden. Eftersom Celcius har gjort en i princip identisk rapport, om än med annan funktionell enhet, bör denna användas för svenska förhållanden. Rapportens resultat redovisas i figur 5-4 där omvandling av emissionerna till CO2-ekvivalenter har gjorts med i princip liknande omvandlingsfaktorer som IEA (1994).

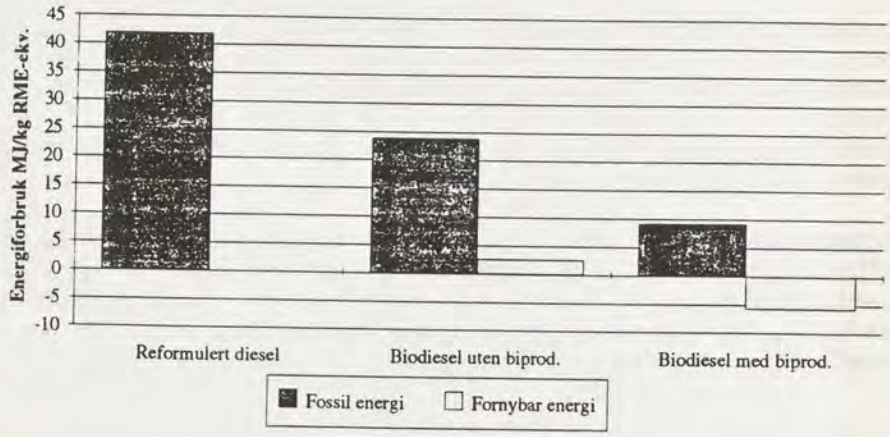


Fig 5-4 Resultat av Figenbaums rapport.

5.2.11 CEC, 1989, Comparing the impacts of different transportation fuels on the greenhouse effect, California Energy Commission, Sacramento, Californien, USA

Syftet med rapporten är att jämföra relativa växthusgasutsläpp från användning av fordon som drivs med bensin, diesel, naturgas och metanol (producerad från kol respektive naturgas). Facklad och utläckd gas vid oljeproduktion är beräknad på världskonsumtionsbasis. All gas är därefter allokerad till diesel respektive bensinförbrukningen i världen. För raffineringen är CO2-utsläppen allokerade efter energianvändning och mängd bränsle för respektive diesel och bensin. All CO2 belastar även här diesel och bensin. Elenergin som används i processerna antas vara producerade från gas respektive kol. Metanolproduktionen antas vara exoterm och den eventuella värmeutvecklingen antas inte tas tillvara. Källorna är med ett fåtal undantag Amerikanska. CO2 produktionen är beräknad efter varje energibärares kolinnehåll. Storskalig produktion och distribution är beräkningsgrundande. Beräkningar ock källor är redovisade tillfredsställande. Antaganden gjorda är rimliga och sammanfattningsvis kan man säga att rapporten kan sägas gälla för storskalig produktion under Amerikanska driftsförhållanden.
För omvandling till CO2-ekvivalenter har följande tabell använts baserad på 5 olika referenser:

Molekyl	Relativ CO2-effekt
CO2	1
CH4	30 resp. 10*
N2O	300

* Två olika värden har använts pga den stora skillnaden mellan de olika referenserna.

Resultaten från analysen har sammanfattats i följande tabell:

Tab. 5-6 Resultat enligt CEC.

Fuel	Equivalent CO_2 (grams/mile)[a]	Equivalent CO_2 Emissions Relative to Gasoline (percent)[b]
Diesel from crude oil	360 to 378	75 to 79
CNG	357 to 472	78 to 94
Methanol from natural gas	414 to 471	84 to 101
Gasoline from crude oil	455 to 507	--
Methanol from coal[c]	764 to 891	154 to 192

[a]Range depends on warming effect of CH_4
[b]Ratio of grams/mile for consistent warming factors
[c]Does not include electric generation from coal gasification with methanol coproduction.

Systemgränsproblematiken underlättas även här p g a valet av endast fossila råvaror. Beräkningar, referenser och antaganden beskrivs tydligt.

5.2.12 Farbi et al, 1990, Verminderung der CO2- Emissionen bei Kraftstoffen aus sicht der Kette: Förderung, Verarbeitung, Verteilung und Endverbrauch, Vortrag gehalten bei der DGMK Haupttagung am 21. September 1990 in Munster, Deutche Shell AG, Hamburg.

Syftet med skriften är inte klart definierat. Drivmedel från fossila källor, dvs olja, naturgas och stenkol redovisas för sig och redovisas i CO_2-ekvivalenter där normal bensin har getts talet 1. Övriga drivmedel jämförs och krediteras efter denna siffra. Energieffektiviteten har bedömts för tillverkning, distribution, motor, växellåda samt luft- och viktmotstånd. Följande tabell är en sammanställning av de vanligaste drivmedelsalternativen från olja och naturgas. För fullständiga tabeller och resultat hänvisas till litteraturen.

Tab 5-7 Resultat enligt Farbi et al.

	Tillv.	Distr.	Motor	Växell.	motst.	tot. eff.	CO2-fakt
Bensin	0,94	0,97	0,175	0,92	0,36	5,3	1
Diesel	0,92	0,98	0,24	0,92	0,34	7,1	0,75
LPG	0,98	0,98	0,19	0,92	0,34	5,7	0.93
CNG	0,98	0,98	0,20	0,92	0,27	4,8	0,88
LNG	0,96	0,97	0,20	0,92	0,34	5,8	0,73
Metanol (nat. gas)	0,68	0,95	0,21	0,92	0,35	4,4	0,96

Drivmedel från olika typer av biomassa redovisas, med behandlas flyktigt eftersom de av författarna inte anses vara något trovärdigt alternativ inom den närmsta framtiden. Elfordon och vätgasfordon samt kostnader för olika typer av drivmedel berörs också i skriften. Källor är redovisade men inga beräkningar och få antaganden. Det är därför svårt att göra en bedömning av resultatens trovärdighet. Tveksamt är dock om LNG, som författarna hävdar, skulle kunna ha den totalt bästa energieffektiviteten.

5.2.13 International Energy Agency, 1992, Energy and the environment; Transport System Responses in the OECD Greenhouse Gas Emissions and Road Transport Technology (draft report), OECD, Paris, Frankrike.

Syftet med rapporten är bl a att ge en detaljerad inventering av samt en livscykelanalys på växthusgaser från transportsektorn. Rapporten är mycket omfattande och behandlar betydligt fler frågeställningar än LCA av drivmedel. Produktion, distribution, användning av drivmedlen och tillverkningen av fordon analyseras. Drivmedlen som analyserats är Bensin, Diesel, Naturgas, Metanol (från trä och naturgas), Etanol (från majs och trä), Vätgas (från fossil energi och elektrolys med kärnkraftsproducerad el), Elektricitet (beräknad för genomsnittsproduktion för OECD-länderna, från kol, gas, kärnkraft och vatten/biomassa). Emissionerna är omräknade till CO2-ekvivalenter enligt följande tabell:

Tab. 5-7 Omräkningsfaktorer till CO2-ekvivalenter (IEA, 1992).

Trace Gas	Estimated Lifetime, years	Global Warming Potential Integration Time Horizon, Years		
		20	100	500
Carbon Dioxide	*	1	1	1
Methane — direct only	10.5	34	11	4
Nitrous Oxide	132	250	270	170
CFC-11	55	4 400	3 400	1 400
CFC-12	116	7 000	7 100	4 100
Indirect Effects				
Source Gas	**Greenhouse Gas Affected**			
CH_4	Tropospheric O_3	24	8	3
CH_4	CO_2	3	3	3
CH_4	Stratospheric H_2O	10	4	1
CO	Tropospheric O_3	5	1	0
CO	CO_2	2	2	2
NO_x	Tropospheric O_3	30	8	3
NMHC	Tropospheric O_3	28	8	3
NMHC	CO_2	3	3	3

Informationen bygger mycket på Amerikanska siffror och ett tydligt inflytande av DeLuchis siffror kan märkas. Referenser och beräkningar är sparsamt redovisade och mycket hänvisas till ett antal appendix som jag tyvärr inte har tillgängliga. Resultaten redovisas i CO2-ekvivalenter per fordonskilometer. Många osäkerheter döljer sig bakom denna enhet vilken både innehåller subjektiva bedömningar vid omräkningen till CO2-ekvivalenter och vilka fordon som har använts. Rapporten ger dock ett trovärdigt intryck med avseende på de antaganden och de siffror som används och redovisas. Nedanstående tabell sammanfattar resultatet för den Europeiska marknaden.

Tab 5-8 Resultat enligt IEA (1992).

LIFETIME AVERAGE VEHICLE EMISSIONS DATA
In OECD Europe for Market Potential Case in 2005, (in gm/km)

	Gasoline	Diesel	MeOH	CNG	EVs	Liq H2	ETOH	LPG
EMISSION LEVELS (gm/km)								
CH4	0.09	0.01	0.04	1.13	0.00	0.00	0.04	0.09
N2O	0.04	0.04	0.04	0.04	0.00	0.00	0.04	0.04
Upstream evap.	0.07	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01
Vehicle evap.	0.13	0.00	0.13	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00
Tailpipe NMHC	0.67	0.18	0.67	0.34	0.00	0.03	0.49	0.34
TOTAL NMHC	0.86	0.18	0.82	0.34	0.00	0.03	0.53	0.35
CO	2.72	0.91	2.72	2.72	0.00	0.44	2.72	2.72
NOx as NO2	0.30	0.30	0.30	0.30	0.00	0.30	0.30	0.30
SOx as SO2	0.03	0.36	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
PM	0.01	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
CO2 from oil	1.25	1.25	1.25	0.63	0.00	1.25	1.25	0.94
CO2 from fuel	147.90	140.32	115.92	101.63	0.00	0.00	0.00	121.01
Total CO2	149.15	141.57	117.17	102.26	0.00	1.25	1.25	121.94
CO2 EQUIVALENTS:								
Non-CO2 gases	31.16	17.81	25.97	48.03	0.00	4.01	20.54	26.35
TOTAL	180.31	159.38	143.14	150.28	0.00	5.26	21.79	148.29

Notes:
1) The gm/mi emissions from MeOH LDVs correspond to gasoline/MeOH mixture; here 100% MeOH is used.
2) SOx emissions calculated from sulfur content of fuel, and assuming a 0.05% sulphur content for diesel.
3) CH4 emissions from methanol assumed to be proportional to gasoline content; here 100% MeOH is used.
4) Year 2000/2005 European emission standards are those from Consolidated Directive 91/441/EEC for type approval. While new standards must be presented in 1994 for 1996, little is known of their probable level.

5.2.14 Concawe, 1995, Alternative fuels in the automotive market, Concawe, Bryssel, Belgien

Syftet med rapporten är att beskriva emissioner, ekonomiska och CO2-relativa fördelar eller nackdelar med olika typer av alternativa drivmedel jämfört med konventionella. Det är således en mer omfattande rapport som behandlar tekniska och ekonomiska aspekter på olika drivmedel. Emissionernas sammansättning från avgasröret behandlas i ett kapitel. Ett avsnitt handlar dock om LCA av drivmedlen uttryckt i CO2- respektive CO2-ekvivalenter samt energieffektivitet. Författarna har inte gjort några nya beräkningar utan har sammanställt resultat från ett antal rapporter och papers. De flesta av dessa papers där organisationen bakom författaren är

presenterad kommer från olje- eller bilindustrin. Jag vill inte säga att dessa papers är felaktiga, men de tenderar till att välja systemgränser till de konventionella drivmedlens fördel. Eftersom inga beräkningar eller beskrivningar av systemgränsdragning mm är gjorda är det dock svårt att bedöma dess relevans. Heltäckande LCA-analyser av drivmedel som t ex DeLuchi eller IEA's rapporter finns inte refererade. Ecotraffics (med fel författare angiven: Gransell H. Vad jag vet finns det ingen i Stockholm med det namnet som har publicerat en rapport men namnet "Life of fuels") rapport finns med bland referenserna, men är inte refererad i texten. Slutsatserna som dras i rapporten är att alternativa drivmedel har en plats som nichbränslen. Detta gäller framför allt för de fossila alternativen LNG och CNG. Biobaserade drivmedel ges inte stor chans. Bio-etanol antas bara kunna produceras från majs eller vete, metanol anses vara för giftigt och belastat med stora tekniska problem, RME har endast en potential på ca 3% av drivmedelskonsumtionen. Att rapporten har dessa slutsatser är knappast förvånande med tanke på att Concawe är de Europeiska oljebolagens miljö, hälso och säkerhetsorganisation.

5.2.15 Keiserås Bakkane K, 1994, Life Cycle Data for Norwegian Oil and Gas, Tapir Publishers, Norge

Syftet med rapporten är enligt författaren att göra ett referens dokument kring den totala miljöpåverkan från norsk olje- och gas produktion. Analysen omfattar exploatering, produktion och transport av olja och gas, dvs fram till raffinering. Rapporten är mycket väl genomförd och uppnår samtliga krav på trovärdighet, transparens och jämförbarhet. Samtliga data som har använts är hämtade så nära verkligheten som möjligt och det finns ingen anledning att betvivla författarens ord på att det bara är den bästa möjliga tillgängliga informationen som har använts i analysen. Varje uppgift inklusive referenser till källan är redovisade i appendix. Funktionella enheten är ton oljeekvivalent (toe) och följande miljöfaktorer har analyserats:

- Landanvändning
- Materialkonsumtion
- Bränslekonsumtion (för energi generering)
- Emissioner till luft
- Utsläpp till hav
- Sop generering

Författaren poängterar att siffrorna endast gäller för Norsk produktion och att de inte kan ses som typiska för olje- och gasproduktion generellt. Siffrorna gäller för 1991 och ett framtidsscenario för år 2000 redovisas där prognoser för olje- respektive gasproduktionen har använts som underlag.

Valet av systemgränsdragningen är väl motiverad och dokumenterad. Analysen innefattar inte landbaserade anläggningar samt konstruktion av anläggningarna som används på fälten. Alla andra anläggningar som används vid exploatering, produktion och transportering ingår, som t ex materialförluster mm vid skrotning av anläggningarna som används på oljefälten. Allokering av data fördelat på olja respektive gas är gjord efter

producerad mängd av respektive produkt, dvs 78.7 % olja (93.1 toe) och 21.3% gas (25.3 toe).

Olyckor ingår inte i analysen men statistiken kring dessa har analyserats i ett separat kapitel. Olycksstatistiken domineras av två olyckor; Alexander Kielland-plattformens kollaps 1980 samt Ekofisk Bravo källans "Blow-out" 1977. Antalet dödsfall och miljöpåverkan från dessa och övriga olyckor har analyserats med samma funktionella enhet som för den huvudsakliga analysen, men har alltså separerats från denna.

SUMMARY SHEET

1991 Environmental Element Data

GRAND TOTAL 1991

Waste Generation

Environmental Element	Amount [pr. mill toe]				[pr.: 1000 bbls oil, mill.SCF gas]		
	Total	OIL	GAS	Unit	OIL	GAS	Unit
Classified waste	315	315	315	tonnes	94	20	lb
Household waste	353	353	353	tonnes	105	22	lb
Industrial waste/ Scrap	2331	1921	3853	tonnes	572	241	lb
Sewage	8988	8988	8988	m3	43	9	ft3

Emissions to Air

Environmental Element	Amount [pr. mill toe]				[pr.: 1000 bbls oil, mill.SCF gas]		
	Total	OIL	GAS	Unit	OIL	GAS	Unit
CO2	66361	48617	131850	tonnes	14485	8231	lb
CO	101	90	144	tonnes	27	9	lb
NOx	489	452	624	tonnes	135	39	lb
N2O	1.62	1.52	1.96	tonnes	0.5	0.1	lb
CH4	87	86	88	tonnes	26	6	lb
VOC	824	1028	71	tonnes	306	4	lb
SO2	13	14	10	tonnes	4	1	lb
Halon	0.16	0.16	0.16	tonnes	0.05	0.01	lb

Discharges to Sea

Environmental Element	Amount [pr. mill toe]				[pr.: 1000 bbls oil, mill.SCF gas]		
	Total	OIL	GAS	Unit	OIL	GAS	Unit
Oil spill	2	3	0	tonnes	0.92	0	lb
Oil discharges	11	13	0	tonnes	4	0	lb
Drilling chemicals (except *)	266	266	266	tonnes	79	17	lb
* Weighting materials	911	911	911	tonnes	271	57	lb
Production chemicals	12	12	12	tonnes	4	1	lb
Pipeline chemicals	0.04	0.04	0.04	tonnes	0.013	0.003	lb

Resources: Area/ Energy/ Materials

Environmental Element	Amount [pr. mill toe]				[pr.: 1000 bbls oil, mill.SCF gas]		
	Total	OIL	GAS	Unit	OIL	GAS	Unit
Area	0.49	0.49	0.49	km2	0.016	0.003	acre
Fuel Gas consumption	19	11	48	mill. Sm3	0.053	0.048	mill. SCF
Jet Fuel consumption	164	164	164	tonnes	49	10	lb
Diesel & Marine Fuels	5050	5336	3997	tonnes	1590	250	lb
Vessels & Installations							
concrete	1150	1099	1337	tonnes	327	83	lb
steel	240	241	246	tonnes	72	15	lb
Pipelines & Casing							
concrete	287	62	1116	tonnes	19	70	lb
steel	580	445	1079	tonnes	133	67	lb

Total amounts of oil and gas produced:

total	oil	gas	unit	oil	gas	unit
118.4	93.1	25.2	mill. toe	689,091	890,992	1000 bbl oil; mill. SCF gas

Fig. 5-5 Total livscykeldata för Norsk olja och gasproduktion 1991 (Keiserås, 1994).

Eftersom den funktionella enheten är toe kan denna lätt omvandlas till MJ.

1 toe = 42 300 MJ = 11 788 kWh

Eftersom inte raffineringsprocessen ingår i analysen kan rapporten endast användas som jämförelse för den första delen av diesel och bensinproduktion. Dessutom gäller som sagt bara siffrorna för norsk oljeproduktion och därmed endast för en del av den svenska petroleumbaserade drivmedelsproduktionen. Den fungerar dock som en utmärkt uppslagsbok för sitt ämnesområde.

5.2.16 Celsius Materialteknik, RME och diesel MK1, Celsius Materialteknik AB, Linköping

Syftet med rapporten är att ge en helhetsbild av miljöbelastningen avseende åtgång av naturresurser och miljöpåverkan för RME och diesel MK1. Här avses med diesel MK1 en i Sverige ur mineralolja raffinerad dieselbrännolja av miljöklass 1. Med RME avses en med metanol omförestrad svenskproducerad vegetabilisk olja av raps eller rybs. I möjlig utsträckning har aktuell metodik för livscykelanalyser tillämpats. Som de flesta andra LCA av drivmedel har resultatet inte sammanvägts till ett enda miljöindex utan miljöbelastningen har klassificerats i följande miljöeffekter:

- Användning av naturresurser
- Växthuseffekt
- Nedbrytning av stratosfärisk ozon
- Försurning
- Marknära ozon och andra oxidanter
- Eutrofiering
- Hälsoeffekter
- Ekotoxikologiska effekter
- Biotop- och landskapseffekter

Systemgränserna innehåller för miljödiesel MK1 prospektering och borrning i Nordsjön, pumpning, transport, raffinering, distribution och slutlig förbränning i dieselmotor. Motsvarande kedja för RME består av odlingsförberedelser och sådd på fältet, skörd, transport, pressning, omförestring, distribution och förbränning. Utredningen inkluderar ej produktion, underhåll och skrotning av anläggningar, maskiner och infrastruktur. Elenergin antas vara marginalproduktion av el, dvs fossileldade kondenskraftverk. Utredningen bygger på dagens teknik och svenska förhållanden.

Allokering av energiinnehåll och emissioner samt användbara biprodukter fördelas efter delprodukternas energiinnnehåll. Funktionell enhet är 1 MJ för bägge drivmedlen.

Utvinningen av rapsolja förutsätts ske i en stor central anläggning med samlokaliserad foderproduktion. RME produktionen förutsätts ske i en stor

anläggning lokaliserad på samma plats. Enligt författarna är denna situation realistisk även om en storskalig utökad produktion startas.

RME produktionen kan vara mer eller mindre självförsörjande på tillsatsenergi beroende på om RME används vid sådd, skörd och transporter osv vid produktionen. Dessutom kan allokeringen av energianvändning och emissioner på biprodukterna diskuteras. Av denna anledning har RME alternativet delats upp i tre alternativ:

RME	motsvarar dagens situation. Fossil energi antas användas för värme och transporter och miljöbelastningen allokeras efter energiinnehåll för både RME och biprodukter.
RME-bio	Biobaserad hjälpenergi antas för värme och transporter. Allokeringar antas vara samma som för RME-alternativet.
RME-brutto	All miljöbelastning har lagts på RME och biprodukterna antas vara värdelösa. Energianvändningen antas vara som i RME-alternativet.

Författarna sammanfattar miljöpåverkan från rapsodling med att konstatera att oljeväxtodling inte kan anses vara särskilt gynnsam ur miljösynpunkt. Behovet av gödningsmedel och bekämpningsmedel är större än för andra jordbruksgrödor. Risken för kväveläckage är stor, särskilt på odlingssäsongen. N2O-avgången bedöms påtagligt bidra till bränslets samlade utsläpp av växthusgaser. En intensiv odling av en ettårig monokultur som raps har negativa biotopeffekter och utarmar den biologiska mångfalden. Intensiv oljeväxtodling bidrar till att befästa jordbrukets miljöproblem.

Oljeproduktionen beräknas efter Nordsjöoljans förutsättningar. Motivet är enligt författarna att Nordsjön dominerar Sveriges råoljeförsörjning, att miljöpåverkan där mer direkt påverkar svenska närområden samt tillgången på data. Motivet får anses vara godtagbart även om produktionen av Nordsjöolja är renare samt kräver betydligt kortare transportavstånd än oljeproduktion i andra regioner, vilket kan anses ge en fördelaktig bild av oljeproduktion. Påpekandet att den lokala och regionala miljöpåverkan drabbar svenska närområden är dock riktig. Oljeraffineringen är beräknad efter all importerad råolja.

Allokeringen sker efter energiinnehåll och produktionsmängd av produktgrupperna "lätta" (gaser, bensin, nafta), "medeltunga" (dieselolja, eldningsolja, flygfotogen) och "tunga" (tjockoljor) från raffineringen.

Författarna skriver att oljeutvinningen sammantaget bedöms orsaka mycket påtaglig påverkan på den marina miljön. Detta gäller främst bottenmiljön nära plattformar men även vattenmiljön i större delen av Nordsjön. Emissionerna till luft bidrar dessutom till växthuseffekten. Den specifika belastningen per producerad petroleumenhet blir däremot tämligen måttlig.

Sammanfattningsvis konstateras av författarna att det är svårt att jämföra de två drivmedlen kvantitativt med ett samlat bedömande. RME medför lägre

förbrukning av fossil energi och lägre ozonbildande ämnen medan diesel MK1 emitterar lägre försurande och eutrofierande ämnen.

Rapporten inger ett gott intryck och får anses vara mycket trovärdig. Valet av systemgränser, allokeringar och funktionell enhet är väl underbyggda och motiverade. Beräkningar och förutsättningar för bl a allokeringar av biprodukter mm är bra redovisade. Källhänvisningen är tillfredsställande, även om vissa antaganden saknar referenser. Datan som används gäller för svenska förhållanden och är enligt författarna den mest aktuella som var möjlig att få tag på. Det finns ingen anledning att betvivla detta påstående. Uppdelningen av RME-produktionen i tre alternativ är bra. En känslighetsanalys med RME-brutto alternativet är utförd.

Tab. 5-9 Sammanställning av resultaten enligt Celsius

	RME			Diesel MK1		
Ämne	Produktion	Förbränn.	Summa	Produktion	Förbränn.	Summa
Energianv.	1,48 (1,01*)			1,12*		
CO2	29 900	0	29 900	6 900	70 800	77 700
NOx	206	894	1 100	42	654	696
CO	36	99	135	7	127	134
NMVOC	32	2	34	51	49	100
CH4	54	0	54	3,6	2,4	6
SOx	10	0	10	27	0	27
N2O	64	-	64	1,3	0	1,3
NH3	5	0	5	-	-	-
Partiklar	10	14	24	1	13	14
Olja (aq)	1	0	1	5	0	5
N (aq)	670	0	670	0,07	0	0,07
P (aq)	11	0	11	0,01	0	0,01
Kadmium	0,018	0	0,018		-	-

* Fossil energi

5.2.16 Finnveden et al, 1994, Livscykelanalys av etanol ur sorterat hushållsavfall, IVL Rapport B 1168, Stockholm, Sweden

Rapporten beskriver ett speciellt framställningssätt av etanol för fordonsdrift ur hushållsavfall. Miljöbelastningen med detta förfarande jämförs med att fortsätta att köra fordon på miljödiesel MK1 och låta soporna gå till fjärrvärme etc. Eftersom etanolproduktionen är så speciell och bakgrundsdatan för produktion av miljödiesel MK1 är hämtad ur "Life of Fuels" och Tillman et al (1991), vilka båda kommenteras på annat ställe i rapporten, kommer denna rapport inte att vidare kommenteras här.

5.2.17 Ecobilan, 1993, Ecobilan du Diester, Ecobilan, Paris

Rapporten är en sammanfattning på Franska kring ett arbete som företaget Ecobilan har gjort men som man av konfidentiella skäl inte vill lämna ut bakgrunden till. Om jag tolkar texten riktigt har en jämförelse mellan RME och diesel gjorts för franska förhållanden. Process schemat tyder på att systemgränsen är vald på samma sätt som Celsius rapport. Jag kan däremot

inte uttyda hur biprodukter och allokeringar behandlas. Få beräkningar eller källhänvisningar beskrivs. Resultatens trovärdighet kan därför inte bedömas. Följande resultat redovisas:

Tab. 5-10 Resultat enligt Ecobilan

mg/kWh	CO2	SOx	HCNM**	Partiklar	NOx	CO
Diesel	1 060 593	1484	2897	876	18547	2615
Blandn.*	895 448	1128	2647	639	18192	2468
RME	169 174	267	2534	523	20083	2633

* 30 % Diester
** Icke metan kolväten

Energianvändningen för att köra ett fordon anges vara 2,73 MJ/km för diesel och 3,38 MJ/km, varav 0,88 MJ/km fossil energi för RME.

5.2.18 ERM, 1994, The Life Cycles of ETBE (produced from bioethanol) and MTBE, Environmental Resources Management, Reference 2357, London, UK.

Rapporten syftar till att jämföra MTBE och ETBE som tillsats (15 % v/v) i bensin. Resultaten visar att MTBE är ett ur samtliga synpunkter bättre alternativ än ETBE. MTBE antas vara producerad från naturgas och ETBE ur jordbruksprodukter. Insatsenergin i processerna är främst fossil. En "bästa fall" studie för ETBE har gjorts där man har antagit att den bästa möjliga tekniken har använts, att sockerbetor har använts som råmaterial och att biobaserade restprodukter som halm etc. har använts i produktionen. För detta fall ändras CO2-ekvivalent utsläppen från att ha varit 2 % högre (223 g och 6% för ETBE.

Eftersom författarna har valt att använda jordbruksgrödor för framställningen av etanolen kan man säga generellt att siffrorna för CO2-ekvivalenter för ETBE skulle kunna förbättras om råvarorna istället antogs komma ur cellulosabaserad biomassa. Ytterligare en "bästa fall" studie saknas alltså. Följande tabeller redovisar studiens resultat:

Tab 5-11 Energianvändning respektive utsläpp av CO2-ekvivalenter vid användning av 15

% inblandning i bensin av ETBE respektive MTBE (ERM, 1994)

	Energi användning				Växthusgaser			
MJ resp. CO2-ekv./fkm	Base fuel prod.	ETBE/ MTBE prod.	Vehicle use	Total	Base fuel prod.	ETBE/ MTBE prod.	Vehicle use	Total
ETBE	0,22	0,20	2,72	3,13	17,5	14,4	190,7	223
MTBE	0,22	0,09	2,78	3,10	17,3	5,7	196,1	219

	MTBE	ETBE
	(MTBE = 100)	
Fossil bränsle konsumtion	100	101
Växthusgaser	100	102
Potentiell Ozon formering (EU-model)	100	101
Potentiell Ozon formering (US-model)	100	102
Toxic emissions	100	102
Uppskattad kostnad 1993	100	114

Som framgår av tabellen är det dock ingen dramatisk skillnad på användandet av de bägge oxygenaterna. Utsläppen av växthusgaser från ETBE blir sannolikt lägre om cellulosa baserad etanolframställning i framtiden kommer att kunna användas. Skillnaden i utsläpp av växthusgaser mellan MTBE och ETBE sett ur det totala perspektivet med 85 % bensin faller dock inom felmarginalen. Liksom för ren etanoldrift kontra metanoldrift är det möjligheterna att kunna producera etanol ur cellulosa till en rimlig kostnad som kommer att vara avgörande för vilket av alternativen som kommer att användas.

Rapporten följer teorin kring LCA och ett stort antal tabeller och data presenteras. Dessutom presenteras referenserna. Problemet är dock att datan som används inte är kopplade till referenserna vilket gör det svårt att följa och upprepa beräkningsprocedurerna.

5.2.19 Gust S, 1993, Economics, net energy & net CO2 balance of liquid biofuels produced in Finland, Neste OY, Porvoo, Finland

Målet med rapporten är främst att beräkna och jämföra netto CO2 emissioner från olika flytande biobaserade drivmedel och att bestämma vilken effekt vissa produktionsscenarios skulle få för Finlands nationella CO2-balans. Drivmedlen som analyserats är etanol från korn, RME, metanol från trä och pyrolys olja från trä. Siffrorna behandlar produktion under finska förhållanden.

Rapporten som jag har fått ifrån författaren innehåller endast resultatredovisningen utan beräkningar, antaganden och referenser. Sålunda kan jag inte bedöma relevansen eller trovärdigheten i resultaten på annat sätt än att författaren enligt egen utsaga har följt normal praxis och att hans resultat är jämförbara med andra studier i Europa.

Etanolproduktionen förutsätts vara konventionell, modern teknik med signifikant förbättrad energieffektivitet jämfört med de senaste åren. RME och metanol produceras med i pilotanläggningar verifierad teknik. Pyrolys olja antas vara producerad med en relativt ny process och siffrorna är därför något osäkra. Oljan har heller inte lämplig för fordonsdrift utan är tänkt att ersätta olja för uppvärmning eller kraftproduktion.

Biomassans energiinnehåll är inte medräknad i energibalanserna utan endast direkta energiinsatser är inkluderade. Ingen energianvändning för produktion av maskiner och anläggningar ingår i analysen. I CO2-balansen beräknas CO2-besparingen efter hur mycket fossilt bränsle som respektive biobränsle kan ersätta. Biprodukter som djurfoder krediteras efter den mängd CO2 som sparas genom att en jämförbar foderproduktion kan uteslutas.

Feedstock	Fuel	CO_2 emitted[1] kg/kg fuel	CO_2 saved[2] kg/kg fuel	Overall Impact kg /kg fuel
barley	ethanol	1 + 1.5 = 2.5	-2.4 + -0.4 = -2.8	-0.3
rape	rape ester	1 + 0.4 = 1.4	-3.4 + -0.5 = -3.9	-2.5
forest residues	methanol	0.08 + 0.07 = 0.15	-1.8	-1.6
	pyrolysis oil	0.09 + 0.05 = 0.14	-1.6	-1.5
energy forests	methanol	0.08 + 0.07 = 0.15	-1.8	-1.6
	pyrolysis oil	0.07 + 0.05 = 0.12	-1.6	-1.5

1. Fossil CO_2 emissions from biomass production and conversion.
2. CO_2 savings from biofuel substitution and co-product substitution.

Fig. 5-6 Resultat enligt Gust S

Rapporten avslutas med en uppskattning av kostnader för varje sparad mängd CO2 för respektive alternativ.

5.2.20 Walwijk & Leijs, 1994, Grandstoffen voor het wegverkeer, Innas BV, Breda, Holland

Rapporten är skriven på holländska vilket gör att jag kan ha missförstått delar av den. Författarna har gjort en genomgång av Bensin, Diesel, LPG, Naturgas, Alkoholer, RME och vätgas. Resultaten baseras på Ecotraffics och De Luchis rapporter och har anpassats till holländska förhållanden. Rapporten verkar välgjord och innehåller ett stort antal referenser.

Resultatmässigt redovisas dock endast små skillnader mot Ecotraffics och DeLuchis siffror.

6 RESULTATSAMMANSTÄLLNING

Nedanstående tabeller redovisar respektive studies resultat samt en rekommendation av vilka siffror som passar bäst för användning som underlag för svenska studier. På grund av LCA-analysernas ofrånkomliga osäkerhetsfaktor har avrundningar gjorts till det rekommenderade värdet. Rekommendationerna bygger till största delen på siffrorna från Ecotraffics rapport. Orsaken är att denna rapport är den mest heltäckande och relevanta för svenska förhållanden. Den är också trovärdig vad gäller systemgränsdragning och allokeringar. Det är dock viktigt att jämföra vilken typ av fordon som skall användas i analysen med den som antas i bl a Ecotraffics siffror. Det är trots allt i fordonet som de största utsläppen sker och det bästa för en användare är att själv välja fordon och endast använda de rekommenderade siffrorna för produktionen av drivmedlet vid en analys. Ecotraffics siffror ter sig relativt optimistiska vad gäller biobaserade drivmedel. Framför allt när man betänker den relativt höga krediteringen för biprodukter. Denna optimistiska bild skall dock sättas i relation till att teknikutvecklingen för biobaserad drivmedelsproduktion är jämförelsevis outvecklad i förhållande till utvecklingspotentialen för fossila drivmedel. Partikelutsläppen har inte tagits med i sammanfattningen eftersom dessa i princip endast alstras i förbränningen i fordonet. För CO2-utsläpp redovisas även här endast de som härstammar från fossila källor.

6.1 BENSIN

Energianvändningen redovisas i de följande tabellerna på samma sätt som beskrivits i kap 5.2.1 tabell 5-1.

Tab 6-1 Sammanställning av resultaten för bensin

Enheter per MJ drivmedel	**Energi** *MJ*	**CO_2** *g*	**SOx** *mg*	**NOx** *mg*	**CO** *mg*	**HC** *mg*	**CH_4** *mg*	**CO_2-ekv.**
CEC - 89		86,2						
IEA - 92								40
DeLuchi - 92	0,23[a]							
Ecotraffic - 92	0,21[a]	15,4	28	50	7	50	26	18
Statoil - 93	0,13	7,7	29	25	10	290		
Förde et al - 93	0,10							
Concave - 95		15						22
Rekommendation	0,20[a] 0,15[b]	15	30	50	10	50	30	

a) reformulerad bensin
b) standard bensin

Uttryckt per fordonskilometer (personbil):

Enheter per fordonskilometer	Energi *MJ*	CO_2 *g*	SOx *mg*	NOx *mg*	CO *mg*	HC *mg*	CH_4 *mg*	CO_2-ekv.
CEC - 89		242						298
IEA - 92								220
DeLuchi - 92								267
Ecotraffic - 92	4,1	307	112	646	6008	1020	190	367
Statoil - 93	2,9	220	-	500	5000	1500	-	
Volvo - 93	3,2	244	180	380	1020	630		
Förde et al - 93	2,7	190	-	373	1737	605		
Innas - 94								239
Concave - 95								260
Rekommendation	4,0	250	110	600	6000	1000	200	

6.2 DIESEL

Tab 6-2 Sammanställning av resultaten för diesel

Enheter per MJ drivmedel	Energi *MJ*	CO_2 *g*	SOx *mg*	NOx *mg*	CO *mg*	HC *mg*	CH_4 *mg*	CO_2-ekv.
CEC - 89		90,0						
IEA - 92								30
DeLuchi - 92	0,12							
Ecotraffic - 92	0,14[a]	10,4	21	45	7	14	26	12
Förde et al - 93	0,06							
Celsius - 94	0,12[a]	6,9	27	42	7	51	3	
Concave - 95		10						14
Tillman et al - 95	0,07	4	14	4	0	8		
Rekommendation	0,12	10	20	45	7	40	15	

a) Mk1 diesel

Uttryckt per fordonskilometer (buss om inget annat anges):

Enheter per fordonskilometer	Energi *MJ*	CO_2 *g*	SOx *mg*	NOx *mg*	CO *mg*	HC *mg*	CH_4 *mg*	CO_2-ekv.
CEC - 89		213[a]						229[a]
IEA - 92								180[a]
DeLuchi - 92								1505
Ecotraffic - 92	19,0[b]	1368	365	17000	614	730	515	1594
Volvo - 93	2,8[a]	212	250	870	150	240		
Förde et al - 93	2,5[a]	185	-	270	2100	410		
Innas - 94								236[a]
Celsius - 94	16,7[b]	1158	402	10 370	1996	1 490	89	
Concave - 95								230[a]
Rekommendation	17[b]	1 200	300	11 000	1 000	1 000	100	

a) Personbil
b) Mk1 diesel

Här redovisas endast siffror för tunga fordon eftersom dieselanvändningen för personbilar i Sverige är marginell. I Sverige används miljödiesel till över 75 %. Av denna anledning rekommenderas att dessa dieselkvaliteter används som grund för beräkningar. Rekommendationen för diesel ligger närmare Celsius siffror än Ecotraffics. Anledningen är att Celsius dels har haft Ecotraffics siffror som grund men ändå väljer att visa andra siffror. Eftersom båda rapporterna är lika trovärdiga är det rimligt att anta att Celsius har haft mer tid till att i detalj kunna analysera modern dieselproduktion och att den dieselkvalitet som Ecotraffic analyserade inte finns på marknaden i dag. Den stora skillnaden i resultat ligger dock troligen i valet av referensfordon. Även här antas Celsius ha haft möjlighet att välja bland fler och mer moderna emissionsdata och det finns ingen anledning för mig att kritisera deras val. Det är dock som tidigare påpekats bäst för en användare att själv välja fordon och endast använda de rekommenderade siffrorna för produktionen av drivmedlet.

6.3 METANOL FRÅN NATURGAS

Metanol från naturgas har inte analyserats av så många. Ecotraffics siffror är mest relevanta och ligger därför till grund för rekommendationen.

Tab 6-3 Sammanställning av resultaten för metanol från naturgas.

Enheter per MJ drivmedel	Energi *MJ*	CO_2 *g*	SOx *mg*	NOx *mg*	CO *mg*	HC *mg*	CH_4 *mg*	CO_2-ekv.
CEC - 89		93,8						
IEA - 92								65
Ecotraffic - 92	0,45	11,8	19	162	27	28	134	16,5
Rekommendation	0,45	12	20	160	30	30	130	

Uttryckt per fordonskilometer:

Enheter per fordonskilometer	Energi *MJ*	CO_2 *g*	SOx *mg*	NOx *mg*	CO *mg*	HC *mg*	CH_4 *mg*	CO_2-ekv.
CEC - 89		217						275
IEA - 92								210
DeLuchi - 92								267
Ecotraffic - 92	4,44[a]	246	58	894	6182	299	430	284
	24,1[b]	1341	315	10674	2440	1046	2274	1477
Volvo - 93	4,3	240	60	260	900	1000		
Rekommendation	4,5[a]	240	60	900	6000	300	430	
	24[b]	1300	310	10500	2400	1000	2300	

a) Personbil
b) Buss

6.4 METANOL FRÅN BIOMASSA

Ecotraffics siffror anses mest relevanta även här och ligger därför till grund för rekommendationen. Observera att siffrorna för energianvändningen utan paranteser representerar total energianvändning inklusive energiråvarorna och siffrorna innanför paranteser representerar fossil energianvändning. Notera även att CO2-utsläppen per producerad MJ metanol är högre än för produktionen av motsvarande mängd av de fossila drivmedlen. Detta gäller för samtliga biobaserade drivmedel. Vid förbränningen av de biobaserade drivmedlen alstras dock, till skillnad från de fossila drivmedlen, inte ytterligare fossil CO2.

Tab 6-4 Sammanställning av resultaten för metanol från biomassa.

Enheter per MJ drivmedel	Energi *MJ*	CO_2 *g*	SOx *mg*	NOx *mg*	CO *mg*	HC *mg*	CH_4 *mg*	CO_2-ekv.
IEA - 92								40
Ecotraffic - 92	1,18 (0,18)[a]	14	4	135	37	23	-	14,7
Rekommendation	1,18 (0,18)	14	4	140	40	25	-	

a) Produktion från Salix antas vara mest realistisk för produktion i större skala.

Uttryckt per fordonskilometer:

Enheter per fordonskilometer	Energi *MJ*	CO_2 *g*	SOx *mg*	NOx *mg*	CO *mg*	HC *mg*	CH_4 *mg*	CO_2-ekv.
IEA - 92								60
DeLuchi - 92								92
								647
Ecotraffic - 92	6,67[a] (0,55)	42,7	12	808	6213	284	21	70
	36,2[b] (3,0)	232,4	66	10209	2606	963	50	315
Rekommendation	6,7 (0,5)	45	10	800	6200	280	20	
	36 (3,0)	230	65	10200	2600	1000	50	

a) Personbil, totalt
b) Buss, totalt

6.5 ETANOL FRÅN GRÖDA

Ecotraffics siffror anses mest relevanta även här och ligger därför till grund för rekommendationen. Observera att siffrorna för energianvändningen utan paranteser representerar total energianvändning inklusive energiråvarorna och siffrorna innanför paranteser representerar fossil energianvändning.

Tab 6-5 Sammanställning av resultaten för etanol från gröda.

Enheter per MJ drivmedel	Energi *MJ*	CO_2 *g*	SOx *mg*	NOx *mg*	CO *mg*	HC *mg*	CH_4 *mg*	CO_2-ekv.
Ecotraffic - 92	1,46 (0,24)[a]	32	23	273	203	91	-	36
Rekommendation	1,46 0,24	32	23	270	200	90	-	

a) Från vete med halm som energitillsats i processen

Uttryckt per fordonskilometer (Buss om inget annat anges):

Enheter per fordonskilometer	Energi *MJ*	CO_2 *g*	SOx *mg*	NOx *mg*	CO *mg*	HC *mg*	CH_4 *mg*	CO_2-ekv.
DeLuchi - 92								2300
Ecotraffic - 92	40,8 (4,0)	531	382	15400	5070	2120	-	665
Volvo - 93	8,9[a]	254	390	610	1060	490		
Rekommendation	41 (4,0)	530	380	15400	5100	2100	-	

a) Personbil

6.6 ETANOL FRÅN TRÄ

Ecotraffics siffror anses mest relevanta även här och ligger därför till grund för rekommendationen. Observera att siffrorna för energianvändningen utan paranteser representerar total energianvändning inklusive energiråvarorna och siffrorna innanför paranteser representerar fossil energianvändning. CASH-processen är en "energiomvandlingsfabrik" som inte kan anses representera i dagsläget kommersiell etanolframställning eftersom det krävs att det finns avsättning även för fabrikens övriga produkter, metangas och ligninpulver. Etanolproduktionen är alltså i det här fallet beroende av fabrikens övriga produkter. Av den anledningen rekommenderas inte siffrorna för CASH-processen här. CASH-processen är dock en mycket intressant helhetslösning och ett bra exempel på att etanolframställning under speciella förutsättningar kan vara mycket energieffektiv. (se även kap. 5.2.7)

Tab 6-6 Sammanställning av resultaten för etanol från trä.

Enheter per MJ drivmedel	Energi *MJ*	CO_2 *g*	SOx *mg*	NOx *mg*	CO *mg*	HC *mg*	CH_4 *mg*	CO_2-ekv.
IEA - 92								40
Ecotraffic - 92	2,10 (0,22)[b]	22	41	258	270	135	-	26
	1,46 (0,08)[c]	13	11	170	89	39	30	16
Blinge - 93[a]	0,02	22	-	180	72	72	-	
	0,53	22	-	180	72	72	-	
	0,80	93	360	792	72	72	-	
Rekommendation	2,10 (0,22)	22	41	260	270	140	-	

a) Etanolproduktionen som är analyserad är av alltför speciell karaktär för att kunna representera kommersiell etanolproduktion.
b) Från Salix
c) Från Skogsrester (CASH)

Uttryckt per fordonskilometer:

Enheter per fordonskilometer	**Energi** *MJ*	**CO_2** *g*	**SOx** *mg*	**NOx** *mg*	**CO** *mg*	**HC** *mg*	**CH_4** *mg*	**CO_2-ekv.**
IEA - 92								60
DeLuchi - 92								47
Ecotraffic - 92	51,6[a] (3,7)	357	681	15200	6150	2850	-	515
	40,8[b] (1,3)	216	183	13700	3140	1260	500	365
Blinge - 93	6,0	36	-	24020	720	1290	-	
	9,0	36	-	24020	720	1290	-	
	10,6	152	560	24240	730	1300	-	
Rekommendation	51 (3,7)	360	680	15000	6200	2800	-	

a) Från Salix
b) Från Skogsrester (CASH)

6.7 RME

Av samma anledning som redovisades under kapitel 6.2 om dieselolja ligger rekommendationen närmare Celsius siffror än Ecotraffics. Siffrorna inom paranteser representerar den del av energianvändningen som är fossil.

Tab 6-7 Sammanställning av resultaten för RME.

Enheter per MJ drivmedel	**Energi** *MJ*	**CO_2** *g*	**SOx** *mg*	**NOx** *mg*	**CO** *mg*	**HC** *mg*	**CH_4** *mg*	**CO_2-ekv.**
Ecotraffic - 92	(0,34)	23	3	170	47	32	-	25
Celsius - 94	1,48 (0,47)[a]	29,9	10	194	37	32	53	
Rekommendation	1,5 (0,5)	30	10	190	40	30	50	

Uttryckt per fordonskilometer:

Enheter per fordonskilometer	**Energi** *MJ*	**CO_2** *g*	**SOx** *mg*	**NOx** *mg*	**CO** *mg*	**HC** *mg*	**CH_4** *mg*	**CO_2-ekv.**
Ecotraffic - 92	24,2 (5,6)	382	50	20 000	1 278	930	83	548
Volvo - 93	6,0	117	180	1060	200	160		
Celsius - 94	21,6 (6,9)	436,5	146	16 060	1971	496	788	
Rekommendation	25,0 (6,9)	430	140	16 000	1 900	500	700	

6.8 NATURGAS

Siffrorna för Ecotraffic gäller för ett genomsnitt för naturgasproduktion i Västeuropa medan Blinges siffror gäller specifikt för Dansk naturgas, vilken är den enda gas som används i Sverige i dag. Av denna anledning anses Blinges siffror för gasproduktion ligga närmast sanningen. Däremot är det osannolikt att produktionen är emissionsfri vad gäller CO, HC och CH4 som de danska producenterna hävdar. Rekommendationen för dessa emissioner ligger därför mellan Blinges och Ecotraffics siffror. Fordonet som användes i Blinges analys är dock inte lika representativ som den som användes i Ecotraffics analys. Eftersom den absolut största delen av emissionerna från naturgasanvändning kommer från förbränningen i fordonet kan Ecotraffics siffror användas i stället för Blinges för rekommendationen för fordonsanvändningen.

Tab 6-8 Sammanställning av resultaten för naturgas.

Enheter per MJ drivmedel	**Energi** *MJ*	**CO_2** *g*	**SOx** *mg*	**NOx** *mg*	**CO** *mg*	**HC** *mg*	**CH_4** *mg*	**CO_2-ekv.**
CEC - 89		68						
IEA - 92								40
Ecotraffic - 92	0,14	8	-	16	5	3	188	12
Blinge - 93	0,05	2	-	11	-	-	-	
Rekommendation	0,05	2	-	11	2	1	50	

Uttryckt per fordonskilometer:

Enheter per fordonskilometer	**Energi** *MJ*	**CO_2** *g*	**SOx** *mg*	**NOx** *mg*	**CO** *mg*	**HC** *mg*	**CH_4** *mg*	**CO_2-ekv.**
CEC - 89		195						258
IEA - 92								190
DeLuchi - 92								224
								1 591
Ecotraffic - 92	3,5[a]	195	-	445	1 480	40	1 172	230
	21,1[b]	1 184		5 846	3 238	390	6 438	1 370
Blinge - 93	23,3	1 145	-	12 330	1 850	12 310	*	
Rekommendation	3,5[a]	195	-	450	1 500	40	1 200	
	21,1	1 150	-	6 000	3 000	400	6 500	

*) Siffran för CH4 är inkluderad i siffran för HC.
a) Personbil
b) Buss

6.9 BIOGAS

Ecotraffics siffror anses mest relevanta och ligger därför till grund för rekommendationen. Den negativa siffran för energianvändningen beror på

krediteringen för utebliven produktion av djurfoder någon annanstans i världen. Ecotraffic har beräknat biogasproduktion där processenergin består antingen av fossil eller biobaserad energi. Siffrorna som redovisas här bygger på biobaserad processenergi. Resultatet redovisas i tre fall. Första siffran gäller för den totala energianvändningen inklusive energiinnehållet i råmaterialet. Andra siffran inom paranteser gäller för fossil energianvändning utan kreditering för energiinnehållet i biprodukterna och den sista siffran inom paranteser gäller för den fossila energianvändningen inklusive kreditering för biprodukten. Eftersom ytterligare uppgifter saknas för biogasproduktion rekommenderas den negativa siffran för fossil energianvändning trots bristerna i krediteringsförfarandet för biprodukter. En ytterligare anledning till valet är att Ecotraffic har använt samma krediteringsförfarande för övriga drivmedelsalternativ även om det inte får samma genomslagskraft på resultatet för de övriga alternativen som för biogas.

Tab 6-9 Sammanställning av resultaten för biogas.

Enheter per MJ drivmedel	**Energi** *MJ*	**CO_2** *g*	**SOx** *mg*	**NOx** *mg*	**CO** *mg*	**HC** *mg*	**CH_4** *mg*	**CO_2-ekv.**
Ecotraffic - 92	0,88[a] (0,14)[b] (-0,05)[c]	7	-	114	20	13	608	21
Rekommendation	0,88 (-0,05)	7	-	110	20	13	600	

a) Total energianvändning
b) varav fossil energi exklusive kreditering för utebliven produktion av djurfoder.
c) varav fossil energi inklusive kreditering för utebliven produktion av djurfoder.

Uttryckt per fordonskilometer:

Enheter per fordonskilometer	**Energi** *MJ*	**CO_2** *g*	**SOx** *mg*	**NOx** *mg*	**CO** *mg*	**HC** *mg*	**CH_4** *mg*	**CO_2-ekv.**
DeLuchi - 92								120 841
Ecotraffic - 92	5,8[b] (-0,16)[a]	22	-	756	1550	71	2474	87
	34,8[c] (-0,93)[a]	130	-	7660	3515	574	14200	500
Rekommendation	5,8[b] (-0,16)[a]	22		750	1550	70	2500	
	35 (-0,93)	130	-	7700	3600	600	14000	

a) inklusive kreditering för utebliven produktion av djurfoder.
b) Personbil
c) Buss

6.10 LPG

Ecotraffics siffror anses mest relevanta och ligger därför till grund för rekommendationen. I kapitel 5.2.1 redovisas energianvändning och emissioner för LPG-produktion från raffinaderi respektive oljefältsproduktion var för sig. Enligt Hans-Åke Maltesson, SGC, kommer den LPG som används i Sverige till en tredjedel från raffinaderierna och två tredjedelar från oljefälten. Sammanställningen och rekommendationen nedan är därför baserad på denna fördelning.

Tab 6-10 Sammanställning av resultaten för LPG.

Enheter per MJ drivmedel	**Energi** *MJ*	**CO_2** *g*	**SOx** *mg*	**NOx** *mg*	**CO** *mg*	**HC** *mg*	**CH_4** *mg*	**CO_2-ekv.**
IEA - 92								20
Ecotraffic - 92[a]	0,11	8	12	77	9	10	43	9
Rekommendation[a]	0,10	8	12	80	10	10	40	

a) LPG till 1/3 från raffinaderi och 2/3 från oljefälten.

Uttryckt per fordonskilometer:

Enheter per fordonskilometer	**Energi** *MJ*	**CO_2** *g*	**SOx** *mg*	**NOx** *mg*	**CO** *mg*	**HC** *mg*	**CH_4** *mg*	**CO_2-ekv.**
IEA - 92								170
DeLuchi - 92								199
								1464
Ecotraffic - 92[a]	3,4[b]	248	41	704	1664	695	145	290
	20,2[c]	1 333	220	5 435	2 641	1 616	781	1 415
Rekommendation[a]	3,4[b]	250	40	700	1 700	700	150	
	20[c]	1 300	220	5 400	2 600	1 600	800	

a) LPG till 1/3 från raffinaderi och 2/3 från oljefälten.
b) Personbil
c) Buss

6.11 BENSIN MED MTBE OCH ETBE

Att analysera MTBE eller ETBE separat är inte intressant. Dessa är inte ett drivmedel utan drivmedelskomponenter. Genom att tillsätta MTBE eller ETBE till bensinen kan en sämre bensinkvalitet användas med lägre energianvändning i produktionsledet. Två analyser är gjorda av MTBE och Fördes siffror bygger på Statoil. Siffrorna gäller visserligen för norska förhållanden, men eftersom inga andra siffror har hittats bör dessa användas. I ERMs rapport har MTBE jämförts med ETBE.

Tab 6-11 Sammanställning av resultaten för MTBE och ETBE.

Enheter per MJ drivmedel	**Energi** *MJ*	**CO_2** *g*	**SOx** *mg*	**NOx** *mg*	**CO** *mg*	**HC** *mg*	**CH_4** *mg*	**CO_2-ekv.**
Statoil - 93	0,15	7,7	26	25	10	270	-	
Förde et al - 93	0,13							
Rekommendation	0,15	8	25	25	10	270	-	

Uttryckt per fordonskilometer:

Enheter per fordonskilometer	**Energi** *MJ*	**CO_2** *g*	**SOx** *mg*	**NOx** *mg*	**CO** *mg*	**HC** *mg*	**CH_4** *mg*	**CO_2-ekv.**
DeLuchi - 92								305
ERM-94 (ETBE)	3,14							223
ERM-94(MTBE)	3,10							219
Statoil - 93	2,98	220	-	500	2000	1000	-	
Förde et al - 93	2,64	190	-	378	1544	587		
Rekommendation	2,9	200	-	400	1600	600	-	

Som framgår av tabellerna är det ingen dramatisk skillnad på användandet av de bägge oxygenaterna. Utsläppen av växthusgaser från ETBE blir sannolikt lägre om cellulosa baserad etanolframställning i framtiden kommer att kunna användas. Skillnaden i utsläpp av växthusgaser mellan MTBE och ETBE sett ur det totala perspektivet med 85 % bensin faller dock inom felmarginalen. Liksom för ren etanoldrift kontra metanoldrift är det möjligheterna att kunna producera etanol ur cellulosa till en rimlig kostnad som kommer att vara avgörande för vilket av alternativen som kommer att användas.

6.12 DIMETYLETER (DME)

Enligt ett ännu inte publicerat examensarbete på Inst. för Transportteknik ger en livscykelanalys av DME följande värden uttryckt per kWh i motorn.

Tab. 6-12 Jämförelse av emissionsdata för DME, Metanol och diesel.

Unit: grams/kWh R-49 13-mode	CO_2	CO	NO_x	SO_x	HC	CH_4	PM
DME Nat.Gas	792	2,24	1,85	0	0,23	0,02	0
DME Biomass	129	2,47	2,53	0,04	0,33	0	0
Methanol N.G	837	0,24	4,45	0	0,33	0	0,05
Methanol Bio	150	0,52	5,21	0,04	0,45	0	0,05
Diesel	753	0,85	7,10	0,42	0,32	0,20	0,10

Motorn är en större lastbil eller bussmotor, testad med R-49 13-mode cykeln. Värdena kan betraktas som en jämförelse mellan de ovan nämnda drivmedlen. De lämnas också med reservation för fel eftersom de inte är dubbelkontrollerade mot varken fordons eller drivmedelsproducenter. Det står dock klart att DME är ett mycket intressant alternativ om inga större avvikelser från testresultaten uppkommer under fältproven som nu pågår i Danmark. DME har fördelen av att kunna produceras både från naturgas och från biomassa. Det är därför möjligt att redan inom en snar framtid starta produktion av DME i stor skala. När sedan ett biobaserat energisystem är uppbyggt kan utfasningen av fossil energi bli relativt smärtfri.

7 DISKUSSION OCH REKOMMENDATION

Följande tabell sammanställer de rekommendationer som analysen av de olika rapporterna har resulterat i. Energianvändningen är redovisad som den mängd energi som har använts för att producera 1 MJ färdigt drivmedel. Siffran 0,21 för bensin innebär alltså att för varje MJ drivmedel som används i fordonet har ytterligare 0,21 MJ använts vid produktionen av drivmedlet. Om bilen drar 3,4 MJ/km är alltså den totala energianvändningen 4,1 MJ/km. För de biobaserade drivmedlen redovisas dels den totala mängd energi, inklusive energi-innehållet i råvaran, som har använts vid produktionen av drivmedlet samt den del av den totala mängden energi som består av fossil energi.

Tab 7-1 Sammanställning av de mest aktuella siffrorna för LCA av drivmedelsproduktion.

Enheter per MJ drivmedel	Energi *MJ*	CO_2 *g*	SOx *mg*	NOx *mg*	CO *mg*	HC *mg*	CH_4 *mg*
Bensin[a]	0,20	15	30	50	10	50	30
Diesel[b]	0,12	10	20	45	7	40	15
LPG[c]	0,10	8	12	80	10	10	40
CNG	0,05	2	-	11	2	1	50
Bensin med MTBE/ETBE	0,15	8	25	25	10	270	-
Metanol (NG)	0,45	12	20	160	30	30	130
Metanol (Bio)[d]	1,18 0,18*	14	4	140	40	25	-
Etanol (Vete)[e]	1,46 0,24*	32	23	270	200	90	-
Etanol (Trä)[f]	2,10 0,22*	22	41	260	270	140	-
Biogas[g]	0,88 -0,05*	7	-	110	20	13	600
RME	1,48 0,47*	30	10	190	40	30	55

* Andel av energianvändningen som är fossil energi.
a) Reformulerad bensin
b) "Miljödiesel"
c) LPG till 1/3 från raffinaderi och 2/3 från oljefälten.
d) Produktion från salix
e) Produktion från vete med halm som tillsatsenergi
f) Produktion från salix
g) Produktion från Lucern då biogas används i processen.

Följande tabell (7-2) redovisar de i dagsläget mest aktuella siffrorna för energianvändning och emissioner från produktion och användning av olika fordonsdrivmedel. Eftersom siffrorna härstammar från olika rapporter med olika ålder, förutsättningar och olika tekniknivåer, framför allt vad gäller fordonstekniken, bör denna tabell inte användas vid direkta jämförelser mellan de olika drivmedlen. Vid jämförelser föreslås antingen Ecotraffics (kap 5.2.1) eller DeLuchis (kap 5.2.6) siffror där samtliga

drivmedelsalternativ har analyserats med gemensamma förutsättningar. Nackdelen med både Ecotraffic och DeLuchis rapporter är att de är utförda baserade på data från början av 90-talet. Under de ca 5 år som har gått sedan dess har teknikutvecklingen gått framåt, särskilt när det gäller fordonstekniken för de alternativa drivmedlen. Eftersom huvuddelen av emissionerna härstammar från själva förbränningen i fordonet är det därför svårt att här presentera en aktuell jämförande tabell för de olika drivmedlen. En uppdaterad heltäckande livscykelanalys bör därför utföras, alternativt en uppdatering av fordonens emissionsvärden i kombination med tabell 7-1 där endast drivmedelsproduktionen redovisas.

Tab 7-2 Sammanställning av de mest aktuella siffrorna för LCA av drivmedelsproduktion och fordonsanvändning.

Enheter per fordonskilometer	**Energi** *MJ*	**CO_2** *g*	**SOx** *mg*	**NOx** *mg*	**CO** *mg*	**HC** *mg*	**CH_4** *mg*
Personbil:							
Bensin	4,0	250	110	600	6000	1000	200
LPG	3,6	270	92	770	1700	720	170
Metanol (NG)	4,5	240	60	900	6000	300	430
Metanol (Bio)	6,7 0,5*	45	12	800	6200	280	21
MTBE/ETBE	2,9	200	-	450	1800	800	-
Buss:							
Diesel	17	1200	300	11000	600	1000	100
LPG	21	1300	490	5800	2700	1300	900
CNG	21	1150	-	6000	3000	390	6500
Metanol (NG)	24	1300	310	10500	2400	1000	2300
Metanol (Bio)	36 3,0*	230	65	10200	2600	1000	50
Etanol (Vete)	41 4,0*	530	380	15400	5100	2100	-
Etanol (Trä)	51 3,7*	360	680	15200	6200	2800	-
Biogas	35 0,2*	130	-	7700	3600	600	14500
RME	25 6,9*	430	140	16000	1900	500	700

* Andel av energianvändningen som är fossil energi.

Många rapporter redovisar resultaten i CO2-ekvivalenter (global effekt), vilket gör dem svårt att jämföra med varandra. I takt med att kunskapen kring miljöeffekter ökar kan förutsättningarna för omvandlingsfaktorer för olika emissioner till CO2-ekvivalenter ändras vilket kan göra analysen inaktuell. För eventuell omräkning till CO2-ekvivalenter rekommenderas de faktorer som har redovisats i Cars and Climate Change (IEA, 1993).

CO2	1
VOC	8
CO	3
CH4	26
NOx	270

Här bör åter igen påpekas att värderingar av den här typen alltid ökar osäkerheten i resultaten. Framtagningsprocessen för dessa faktorer ligger utanför mitt kompetensområde och jag kan därför inte bedöma dess giltighet. IEA är dock mycket respekterade och siffrorna överensstämmer med liknande faktorer i andra rapporter. Siffrorna kan därför sägas vara de i dagsläget mest relevanta som finns att få tag på.

Av de analyserade rapporterna kan Ecotraffics rapport anses vara den mest relevanta för Svenska förhållanden. Varken den eller någon annan LCA av drivmedel redovisar den absoluta sanningen men Ecotraffics "Life of Fuels" är den rapport som med ett helhetsgrepp har analyserat ett stort antal drivmedel med vad avser systemgränsvalet jämförbara framställningsprocesser. En svaghet med rapporten är, som beskrivits i kap 5.2.1, att de biprodukter som produceras krediteras med utebliven Soya-produktion. Om man kan vara säker på att djurfodret ersätter soya-produktion är det OK, men marknaden fungerar inte så och matproduktionen i Västeuropa är fortfarande större än konsumtionen. Rent allmänt bör biprodukters användbarhet bedömas efter ekonomiska förutsättningar. Antingen vill någon köpa biprodukten och då kan energiinnehållet krediteras drivmedlet, eller så har det inget värde och då bör den belasta drivmedlet. Energiinnehållet i biprodukten skulle därför ha varit en bättre krediteringsnivå.

Resultaten från en LCA är en färskvara och förlorar relativt snabbt i aktualitet. I takt med att nya teknologier utvecklas och förutsättningarna ändras bör en förnyad analys utföras. Av denna anledning är ofta en senare utförd analys mer relevant än en äldre. Resultaten från en analys av dagens situation kan ge felaktiga signaler om man inte är lyhörd för om ny teknik skulle kunna förändra ett drivmedels totala miljöprestanda. En stor del av emissionerna från produktionen av drivmedel härrör sig från olika typer av förbränning och förbränningsmotorer. I de flesta analyser antas alla transporter och processer ske med traditionell teknik. Förbättrad förbränningsteknik och förbättrad avgasreningsteknik reducerar naturligtvis inte bara utsläppen från de analyserade fordonen utan även från hela transport-, distributions- och produktionssystemen. Om dessutom biobaserade fordonsdrivmedel och processenergi antas kunna användas i hela produktionssystemet skulle de fossila CO2-utsläppen kunna

elimineras. Den mycket intressanta utvecklingen kring DME som fordonsdrivmedel är ett annat exempel på vikten av att inte fastna i traditionella lösningar.

Resultatet av en LCA beror som tidigare påpekats starkt av valet av systemgränser. Det är stor skillnad på både framställningsprocesser och val av råmaterial beroende på vilken mängd som skall produceras. De värden som rekommenderas i denna studie har utgått från produktion i relativt stor skala som signifikant påverkar drivmedelsmixen, dvs produktion i stor skala utan att för den skull nödvändigtvis ersätta all diesel och bensin användning i landet. Ecotraffics rapport innehåller de för de flesta drivmedlen mest aktuella värden som finns att tillgå idag i detta volymmässiga segmentet av drivmedelsproduktion och det är av denna anledning som den ligger till grund för de flesta av denna studies rekommendationer. Den måste dock kontinuerligt uppdateras för att behålla sin aktualitet. Enligt författaren har inga dramatiska förändringar inträffat vad gäller drivmedelsproduktionen sedan den skrevs 1992 varför dessa siffror fortfarande anses relevanta.

Då största delen av emissionerna uppkommer vid själva förbränningen av drivmedlet är det därför viktigt att man har uppgifter om vilken typ av fordon som har använts vid analysen samt vilken typ av mätcykel som har använts vid emissionsmätningarna. Eftersom som tidigare nämnts Ecotraffics rapport baseras på siffror från tidigt 90-tal bör dessa uppdateras.

För analyser av utsläpp av växthusgaser och resursanvändning i samhället är dock produktionen av drivmedlet av stor betydelse. Biomassabaserad energiproduktion kan inte ske på samma sätt som produktion i dagens energisystem, dvs i ett fåtal stora anläggningar som försörjer hela landets behov. Det ekonomiskt rimliga upptagningsområdet för biomassa är ca 10 - 20 mil (Nilsson, 1995). Denna sträcka kan troligtvis utökas något om uppsamlingsplatser lokaliseras nära en järnvägsstation varifrån massan kan transporteras till omvandlingsfabriken. Denna fabrik bör dessutom ligga till så att all spillvärme på något sätt skall kunna utnyttjas. Ett system av den här karaktären blir av naturliga skäl småskaligt. En analys av hur energins kvalitet används är något som bör utföras, men som sällan görs. Exergianalys är en metod som borde användas mer för att belysa dessa frågor. Tillgången på biomassa är dessutom begränsad. För svenska förhållanden räcker biomassan ganska långt om allt används till fordonsdrivmedel. Frågan är dock om det är till drivmedel som biomassan skall användas. Ekonomiskt är det sannolikt bättre att använda den till el/värme produktion. Ur ett Europeiskt perspektiv är biomassatillgången ytterligare begränsad.

Emissionerna från bl a transportsektorn påverkar miljön på olika nivåer. Vissa emissioner är direkt hälsofarliga för människor att få i sig. Dessa emissioner kallas lokalt påverkande emissioner. Till dessa hör t ex cancerogena kolväten och kolmonoxid. Utsläppen av dessa påverkar dock inte den globala uppvärmningen eller det sura nedfallet i så hög grad. Koldioxid och freoner däremot är växthusgaser respektive ozonnedbrytande

ämnen men är å andra sidan i princip ofarliga att andas in. Denna typ av emissioner som påverkar klimatet och förutsättningarna för livet på jorden kallas globalt påverkande emissioner. Försurande gaser som NOx och SOx påverkar främst den region där de släpps ut. De kan t ex orsaka skogsdöd eller övergödning av vattendrag. Denna typen av emissioner kallas regionalt påverkande emissioner. Lokala och regionala emissioner har därför olika stark effekt beroende på var geografiskt de släpps ut. Regionala, lokala och globala emissioner bör därför skiljas på och redovisas var för sig. Den största bristen i sammanhanget är att samtliga kolväteföreningar ofta redovisas i samma grupp. Viktigast är att utskilja de mest cancerogena HC utsläppen från det totala HC-värdet. Det är t ex stor skillnad i hälsorisk mellan utsläpp av 1 gram metan och 1 gram benzen.

Slutligen vill jag påpeka vikten av att studera vad det är som skall utföras/jämföras när en LCA av drivmedel skall studeras. Vilket syfte har rapporten och går den att jämföra med andra rapporter? Det är viktigt att rapporten är trovärdig, transparent och jämförbar. Man skall också komma ihåg att LCA är en metod som ger ungefärliga svar med många osäkerhetsfaktorer. Högkvalitativ data har en osäkerhet på ca 10 %. När man sedan lägger ihop en stor mängd information blir osäkerheten allt större. Resultaten skall därför betraktas för vad de är, dvs inte som någon absolut sanning. De pekar ut en riktning för åt vilket håll sanningen ligger. Att inte analysera en produkts hela livscykel är dock helt fel. Det är därför trots allt viktigt att ha utfört en analys av hela systemet.

Nedan följer ytterligare några synpunkter, vilka är subjektiva bedömningar baserade på mitt arbete och mina erfarenheter kring LCA av drivmedel.

I ett längre perspektiv är det bara solen som ger tillräckligt stora mängder av flödande energi för att täcka mänsklighetens behov. Någon gång måste vi därför komma dithän att även transportsektorns energibehov täcks av någon form av solenergi utan att gå omvägen via biomassa. Kanske är det därför bäst att redan nu satsa på elfordon? I ett kortare perspektiv innan system för omvandling och lagring av solenergi är utvecklade måste vi, om vi tar rapporterna av en global uppvärmning på allvar, använda oss av naturens eget sätt att omvandla och lagra denna energi. Biomassa måste då odlas i stor skala och på ett sätt som inte stör skogens och jordarnas ekologiska system. Hur detta skall gå till och hur ett dylikt energiförsörjningssystem skall se ut är svårt att svara på och en tvärvetenskaplig studie kring detta område rekommenderas. Ur miljö- och energieffektivitetshänseende bör dock odling av biomassa vara baserad på cellulosaproduktion eftersom denna är betydligt mindre kemikalieintensiv. Energiutbytet per hektar är dessutom betydligt större för cellulosa än för jordbruksgrödor. Nackdelen med att odla t ex Salix på jordbruksmark är att den redan efter ett fåtal år har förstört marken för grödor. Energiproduktion från jordbruksprodukter är som sagt inte ur miljö- och energisynpunkt att föredra. Om man av andra skäl, t ex beredskaps-, estetiska eller moraliska, vill hålla landskapen öppna för matproduktion bör eventuella etanolfabriker om möjligt lokaliseras i närheten av en energiintensiv industri där spillvärme kan användas för destillering.

I en jämförelse av miljöpåverkan ur ett livscykelperspektiv bör dessutom en analys av de oljebaserade drivmedlens totala inverkan göras. En allt hårdare krackning av tyngre oljor till lättare lämnar en allt smutsigare fraktion restoljor till förbränning. Eftersom allting som produceras på ett raffinaderi säljs och används någonstans, bör den totala miljökonsekvensen av en utökad produktion av lättare kolvätefraktioner analyseras.

Miljömässigt är drivmedlen generellt sett bättre ju enklare kemisk sammansättning de har. Potentialen för förbättringar bör av samma anledning också vara större för dessa. Metan har vid sidan av vätgas den enklaste kemiska sammansättningen av drivmedelsalternativen. Biogas kan därför sägas vara ett av de miljömässigt bästa alternativen framför allt för stadstrafik. Naturgas är av samma anledningar att föredra framför andra fossilt baserade drivmedel. Räckvidden för gasformiga drivmedel är dock ett problem. Detta faktum talar också för att den bästa användningen av metan är i områden där räckvidden är av mindre betydelse. Att bygga upp infrastruktur kring gasformiga drivmedel är dessutom dyrare än att använda det befintliga distributionsnätet för flytande drivmedel.

Alkoholer används med fördel för regionala transporter. Emissionsvärdena är något sämre än för metangas, men hanterings och lagringsprocesserna är betydligt bättre. Körs fordonen mest på landsbygden är heller inte utsläppen lika allvarliga som inne i tätbefolkade områden.

Vegetabiliska oljor kan endast ersätta en liten del av den fossila drivmedelsanvändningen och är att betrakta som ett nischbränsle. Användningen kan dock motiveras på specialområden där existerande dieselmotorer skall användas. Oljeväxter kan också odlas av liknande beredskapsskäl som angivits för etanolproduktion från jordbruksprodukter.

DME är ett drivmedel som i framtiden kan komma att kunna kombinera låga emissionsvärden med acceptabla hanteringsmöjligheter. Emissionsvärdena är i klass med metanets och hanteringen liknar den för LPG (lågtryckstankar). Om de testresultat som har påvisats kan realiseras i verkligheten kommer DME att vara överlägset bästa alternativet.

De lokala och regionala miljöproblemen från transportsektorn kommer att kunna lösas i framtiden. Existerande fossila och biobaserade drivmedel kommer inom en relativt snar framtid att ha utvecklats till att klara framtidens miljökrav om man undantar CO2-utsläppen. Problemet som vi i dagsläget inte ser en lösning på är hur världens totala energibehov skall kunna täckas av flödande sk förnyelsebara energikällor.

REFERENSER

Agnetun et al, 1993, *A Life-Cycle Evaluation of Fuels for Passenger Cars*, paper presented at the Fourth International Symposium on the performance evaluation of automotive fuels and lubrications, 5-7 May 1993, Birmingham, UK

Bang & Holden, 1991, *Energiforbruk og relative CO2-utslipp vedutvinning, produksjon, distribusjon og bruk av tradisjonelle- og alternative drivstoffer*, Teknologisk institutt, Oslo, Norge.

Baumann et al, 1992, *Life-cycle assessment: Pilot study on Inventory Methodology & Data bases*, Product Life-cycle assessment - Principles and Methodology, Nordic Council of Ministers, NORD 1992:9, Köpenhamn, Danmark.

Blinge, 1993, *Energilogistik - Livscykelanalys av drivmedel*, Institutionen för Transportteknik, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.

California Energy Commission, 1989, *Comparing the impacts of different transportation fuels on the greenhouse effect*, CEC, Sacramento, Californien, USA

Celsius Materialteknik, *RME och diesel MK1*, Celsius Materialteknik AB, Linköping

Concawe, 1995, *Alternative fuels in the automotive market*, Concawe, Bryssel, Belgien

Darrow K, 1994, *Light Duty Vehicle Full Fuel Cycle Emissions Analysis*, GRI-93/0472, Gas Research Institute, Chicago Illinois, USA.

De Luchi, 1992, *Emissions of Greenhouse Gases from the Use of Transportation Fuels and Electricity*, Center for transportation research Argonne National Laboratry, Argonne, Illinois, USA.

Ecobilan, 1993, *Ecobilan du Diester*, Ecobilan, Paris

Ecotraffic AB, 1992, *Life of fuels - Motor fuels from source to end use*, Ecotraffic AB, Stockholm

Environmental Resources Management, 1994, *The Life Cycles of ETBE (produced from bioethanol) and MTBE*, Reference 2357, London, UK.

European Commission Directorate-General XII Science, Research and Development, 1994, *Biofuels, Application of biologically derived products as fuel or additives in combustion engines*, EUR 15647 EN, Bryssel, Belgien

Farbi et al, 1990, *Verminderung der CO2- Emissionen bei Kraftstoffen aus sicht der Kette: Förderung, Verarbeitung, Verteilung und Endverbrauch,* Vortrag gehalten bei der DGMK Haupttagung am 21. September 1990 in Munster, Deutche Shell AG, Hamburg.

Figenbaum E, 1995, *Biodiesel - En Livscykelanalys,* Teknologisk Institutt, Oslo, Norge.

Finnveden et al, 1994, *Livscykelanalys av etanol ur sorterat hushållsavfall,* IVL Rapport B 1168, Stockholm, Sweden

Förde et al, 1993, *Livslöpsvurdering av drivstoffprodukter,* Stiftelsen Östfoldforskning, Fredrikstad, Norge.

Gust S, 1993, *Economics, net energy & net CO2 balance of liquid biofuels produced in Finland,* Neste OY, Porvoo, Finland

International Energy Agency, 1992, *Energy and the environment; Transport System Responses in the OECD Greenhouse Gas Emissions and Road Transport Technology(draft report),* OECD, Paris, Frankrike.

International Energy Agency, 1994, *Biofuels,* OECD, Paris, Frankrike

International Energy Agency, 1995, *Production of Alcohols and other oxygenates from fossil fuels and renewables,* OECD, Paris, Frankrike.

Keiserås Bakkane K, 1994, *Life Cycle Data for Norwegian Oil and Gas,* Tapir Publishers, Norge

Netherlands Agency for Energy and the Environment (NOVEM), 1992, *The Feasibility of Biomass Production for the Netherlands Energy Economy,* NOVEM, Apeldoorn, Holland.

Statoil, 1992, *Livslöpsanalyse av vanlig bensin og bensin med MTBE,* Trondheim, Norge

Segal M, 1990, *Ethanol Fuel and Global Warming,* Congressional Research Service, The Library of Congress, Washington, USA.

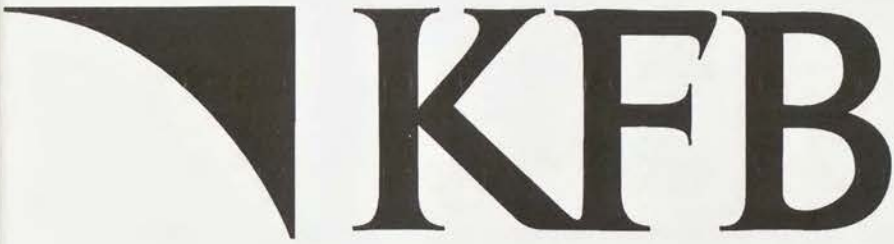
Tillman, 1994, *Godstransporter i livscykelanalys, Schablonvärden för energianvändning och emissioner,* Teknisk miljöplanering, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg

Walwijk & Leijs, 1994, *Grandstoffen voor het wegverkeer,* Innas BV, Breda, Holland

Livscykelanalys av drivmedel

Magnus Blinge, Chalmers Tekniska Högskola

Göteborg 1997



TIF

KOMMUNIKATIONS
FORSKNINGS
BEREDNINGEN

CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Institutionen för transportteknik

CHALMERS UNIVERSITY OF TECHNOLOGY
Department of Transportation and Logistics

LIVSCYKELANALYS AV DRIVMEDEL

EN STUDIE MED UTGÅNGSPUNKT FRÅN SVENSKA FÖRHÅLLANDEN OCH BÄSTA TILLGÄNGLIGA TEKNIK.

av

Per-Olof Arnäs
Magnus Blinge
Sebastian Bäckström
Åsa Furnander
Karolina Hovelius

Göteborg Mars 1997

FÖRORD

Denna rapport är en förkortad version av en utredning utförd på initiativ av Alternativbränslekommittén och med finansiering från Kommunikationsforskningsberedningen. Arbetet har utförts av P-O Arnäs, Magnus Blinge, Sebastian Bäckström och Åsa Furnander på Institutionen för Transportteknik, CTH i samarbete med Karolina Hovelius, Institutionen för Lantbruksteknik, SLU. Magnus Blinge har varit projektledare och under mig ansvarig för arbetets vetenskapliga uppläggning.

Arbetet har primärt strukturerats för att passa Alternativbränslekommitténs behov av underlag för sitt utredningsarbete men kommer även att utnyttjas som underlag för Magnus Blinges doktorsavhandling.

Studien bygger på en stor mängd underlagsdata, som av redovisningstekniska skäl här måste redovisas på ett komprimerat och därför ibland svårförståeligt sätt. Vi är medvetna om detta och vill därför framhålla, att författarna till rapporten gärna besvarar frågor och förtydligar de förutsättningar som de redovisade resultaten vilar på.

Ett arbete av denna typ står och faller med möjligheterna att få tillgång till data av god kvalitet. Vi vill därför rikta ett varmt tack till Peter Ahlvik, MTC , Kurt Karlsson, Scanraff, Lucas Megas, Volvo och Guido Sacchi, Lunds Universitet, som välvilligt ställt värdefullt källmaterial till vårt förfogande. Vi vill också varmt tacka Peter Ahlvik, MTC, Sören Bucksch, KFB, Karl-Erik Egebäck, Högskolan i Luleå, Bengt Johansson, IMES, Lunds Universitet, Mats Ekelund, Strateco AB, Anne-Marie Tillman, CPM samt Jens Wicksell, Volvo för värdefulla synpunkter på arbetets uppläggning och slutrapportens utformning.

Göteborg i mars 1997

Lars Sjöstedt
Professor i transportteknik

SAMMANFATTNING

Rapporten redovisar en livscykelanalys av fordonsdrivmedel fram till och med inventeringsdelen, baserad på svenska förhållanden och på dagens bästa tillgängliga teknikniva samt på de senaste forskningsresultaten inom området. Analysresultatet speglar således inte dagens situation utan en teknikniva som antas ha fått kommersiellt genomslag om ca 10 år. Resultaten kan därför varken ses som representativa för dagens drivmedelsproduktionssystem eller användas för att jämföra drivmedelsalternativ i andra länder eller regioner utan att en anpassning till nya förhållanden och nya systemgränser görs. De drivmedelsalternativ som i dag är aktuella för den svenska marknaden, dvs Etanol, Metanol, Biogas, RME, DME, CNG, LPG, Bensin, Diesel samt inblandningar av etanol, metanol, MTBE och ETBE i bensin har studerats.

Analysen visar att den stora skillnaden mellan drivmedlen ligger i fossila CO2-utsläpp. Utsläppen av fossilt CO2 från ett biobaserat drivmedel är ca 10-15 % av utsläppen från ett fossilt drivmedel. Drivmedlen bör därför främst jämföras inom respektive grupp, dvs fossila för sig och biobaserade för sig. Det går att sänka CO2-utsläppen genom att använda CNG istället för bensin och diesel. Effekten är dock inte större än ca 10 - 15 %. Skall därför CO2-utsläppen minska drastiskt från transportsektorn är en övergång till biobaserade drivmedel nödvändig.

För biobaserade drivmedel erhålls likvärdiga CO2 emissioner för samtliga studerade alternativ. Biobaserade drivmedel bör produceras från cellulosahaltigt material för att tillräckliga volymer skall kunna produceras på tillgängliga arealer och till en rimlig kostnad. Skillnaderna i utsläpp mellan etanolproduktion och metanol/DME-produktion är dock för små för att några definitiva slutsatser skall kunna dras. Biogas producerad från avfallsprodukter har överlag de minsta utsläppen bland de biobaserade drivmedlsalternativen, CH4 undantaget. Tillgången är dock begränsad.

Möjligheterna till kraftigt sänkta emissioner från fordonsanvändningen är stor. Eftersom skillnaderna mellan drivmedlen i framtiden inte kommer att vara tillräckligt stor för att redan nu kunna döma ut ett eller ett antal alternativ bör istället strategin vara att genom införsel av tillräckliga och relevanta styrmedel realisera den idag existerande potentialen för sänkning av skadliga emissioner till luft, framför allt i stadstrafik.

SUMMARY

This report presents a life cycle assessment on motor fuels up to and including the inventory phase, based on Swedish conditions and on best available technology and the latest research findings in the area. Thus, the results does not show data representing the technology in use today but a technique level that is assumed to be commercially available in about 10 years from now. The results can therefore not be regarded as representative for the present fuel production processes, nor can it be used for comparisons between fuel alternatives in other countries or regions without being adjusted to the relevant conditions and new system boundaries. The fuel alternatives analysed are Ethanol, Methanol, Biogas, RME, DME, CNG, LPG, Petrol, Diesel oil and different kinds of fuel mix of ethanol, methanol, MTBE and ETBE in petrol.

The analysis shows that the largest differences in emissions between the fuels were found when comparing the component of fossil CO2. The emissions of fossil CO2 from bio- based fuels are about 10-15 % of the emissions from a fossil fuel. Therefore, the fuels should be compared within respective group, i.e., fossil fuels separated from bio based fuels. It is possible to lower the emissions of fossil CO2 by using other fossil fuels than petrol or Diesel oil. Though, the reduction is only about 10 - 15 %. Thus, a change to bio-based fuels is necessary in order to achieve a significant reduction of the emissions of fossil CO2 from the transportation sector.

As for the bio-based fuels, only relatively small differences in emission levels are found when comparing the fuels, applying the same system boundaries. Large differences are however obtained when the choice of system boundaries is altered. Bio based fuels should be produced from cellulosic material if large scale volumes are to be produced on available land to a reasonable cost. The differences in emissions between ethanol production and methanol/DME-production are too small to conclude which of the two that shows the best environmental performance. Biogas produced from waste products shows generally the lowest figures of emissions except for CH4 when comparing the different bio based fuels. The supplies of biogas are though limited.

The possibilities for lowering the harmful emissions from the use of vehicles are large. Since the difference in environmental performance between the fuels won't be large enough in the future to exclude any fuel, the strategy should instead be focused upon introducing relevant policy instruments. This in order to realise the possible lowering of harmful emissions, especially for city traffic.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

FÖRORD ..... **I**

SAMMANFATTNING ..... **II**

SUMMARY ..... **III**

INNEHÅLLSFÖRTECKNING ..... **IV**

1 INLEDNING **1**

1.1 SYFTE 1
1.2 MÅL 2
1.3 METOD 2
1.4 AVGRÄNSNINGAR 2

2 STUDERADE DRIVMEDEL **3**

3 RESULTAT **5**

3.1 TUNGA FORDON 6
3.2 LÄTTA FORDON 8
3.3 FÖR-FÖRBRÄNNING (PRECOMBUSTION) 10
3.4 FRAMTID 11
3.5 JÄMFÖRELSE MED ANDRA STUDIER 13

4 DISKUSSION **14**

REFERENSER **17**

1 INLEDNING

Institutionen för Transportteknik, CTH, har sedan 1990 bedrivit forskning inom området livscykelanalyser (LCA) av drivmedel. Projektet kallas "Energilogistik-Livscykelanalys av drivmedel" och initierades med bakgrund av det relativt stora antalet av livscykelanalyser som publicerades i början av 90-talet och som visade på olika och/eller svårtolkade resultat. Arbetet fokuserades på att ta fram en modell för hur en LCA av drivmedel skall gå till med avseende på val av systemgränser, allokeringsregler, resultatredovisning mm. Resultaten från projektet visade på vikten av att använda de vetenskapliga teorier som existerar inom området och att utifrån dessa välja korrekta och rättvisa systemgränser. Resultaten visade också att det är svårt att ge ett övergripande resultat för ett drivmedel eftersom produktionsprocessen och därmed även resultatet av en LCA varierar bl. a. beroende på hur stora kvantiteter som skall framställas.

På uppdrag av alternativbränsleutredningen har en litteraturstudie av existerande rapporter kring LCA av drivmedel utförts och resultaten har värderats bl.a. med avseende på de enligt teorin kring LCA viktigaste bedömningsfaktorerna, transparens, trovärdighet och jämförbarhet. Syftet med studien var att göra en sammanställning av de mest relevanta resultaten ur de analyserade rapporterna och att ge en rekommendation av de värden för energianvändning och emissioner som bör användas för produktion och distribution av drivmedel avsedd för den svenska marknaden. Resultatet av studien visade dock att det är olämpligt att jämföra resultaten från olika analyser eftersom rekommendationerna för de olika drivmedlen då baseras på data från processer och fordon av olika ålder och teknikniva. De jämförande studier som finns där samtliga drivmedelsalternativ är jämförda under samma förutsättningar är baserade på data från början av 90-talet och börjar nu bli omoderna. Eftersom stora framsteg har gjorts under de senaste fem åren är därför en uppdaterad jämförande LCA för fordonsdrivmedel utförd och presenterad i föreliggande rapport.

Denna version av rapporten är ett utdrag av resultat och slutsatser från en fullständig rapport med samma namn som kommer att publiceras av KFB under 1997 (KFB-meddelande, 1997:5) . I den fullständiga rapporten beskrivs framställningsprocesserna, samtliga beräkningssteg, källor och samtliga delresultat i processerna.

1.1 SYFTE

Syftet med projektet är att utföra en livscykelanalys av fordonsdrivmedel fram till och med inventeringsdelen, baserad på svenska förhållanden och på dagens bästa tillgängliga teknikniva samt på de senaste forskningsresultaten inom området. Analysresultatet speglar således inte dagens situation utan en teknikniva som antas ha fått kommersiellt genomslag om ca 10 år. De drivmedelsalternativ som i dag är aktuella för den svenska marknaden, dvs Etanol, Metanol, Biogas,

RME, DME, CNG, LPG, Bensin, Diesel samt inblandningar av MTBE och ETBE i bensin har studerats.

1.2 MÅL

Målet med projektet är att beskriva energianvändning och miljöbelastning i form av emissioner till luft, (CO_2, CO, NOx, NMHC, CH_4, SOx) för respektive drivmedel inklusive användning i fordon. Energibalanserna innefattar dels den totala energiverkningsgraden och dels råvarornas energiverkningsgrad vilken i förekommande fall även kan omräknas till drivmedelspotential uttryckt per hektar i landanvändning.

1.3 METOD

Analysmetoden som har använts är den på Institutionen för Transportteknik utvecklade Energilogistikmodellen (Blinge, 1993). Modellen bygger på de existerande teorierna kring livscykelanalys (Lindfors et al, 1995) (SETAC, 1993) (Ryding et al, 1995) och logistik (Ericsson D & Persson N, 1982) och är anpassad för drivmedelsproduktion. Informationssökningen har skett främst genom litteratursökning samt hos berörda drivmedelsproducenter, fordonstillverkare, forskare, myndigheter och miljöorganisationer.

1.4 AVGRÄNSNINGAR

Analysen innefattar inte miljöpåverkan från produktion av maskiner, anläggningar och infrastruktur.

Analysen behandlar inte miljöpåverkan på mark och vatten vid drivmedelsproduktion utan endast avgasemissioner till luft.

Livscykelanalysen innefattar inte någon värdering eller karaktärisering av de ingående emissionerna. Det faktum att emissionerna har släppts ut på olika geografiska platser beaktas inte.

Analysen baseras på svenska förutsättningar vad gäller produktion och distribution av de olika drivmedlen.

2 STUDERADE DRIVMEDEL

Följande drivmedel, drivmedelskombinationer och fordonstyper har studerats:

Etanol:
- Etanol från sulfit.
- Etanol från salix.
- Etanol från träavfall.
  - Ren etanol används till tunga fordon.
  - 5 % inblandning av etanol till lätta fordon.
  - 85 % inblandning av etanol till lätta fordon.

Etanolproduktion med CHAP processen.
Etanolproduktion med CASH processen.
Etanolproduktion med enzym processen.

Metanol:
- Metanol från salix.
- Metanol från naturgas.
- Metanol från träavfall.
  - Ren metanol används till tunga fordon.
  - 10 % inblandning av MTBE till lätta fordon.
  - 85 % inblandning av metanol till lätta fordon.

DME:
- DME från salix.
- DME från naturgas.
- DME från träavfall.
  - DME används till tunga fordon.

Biogas:
- Biogas från slam och spillvatten.
- Biogas från hushållsavfall.
- Biogas från lucern.
  - Biogas används till tunga fordon.
  - Biogas används till lätta fordon.

RME:
- RME-produktion genom varmpressning och extraktion.
  - RME används till tunga fordon.
  - RME används till lätta fordon.

CNG:
- Naturgasproduktion från de danska fälten på Nordsjön.
  - CNG används till tunga fordon.
  - CNG används till lätta fordon.

LPG:
- LPG-produktion från raffinaderi och från oljefälten.
  - LPG används till tunga fordon.
  - LPG används till lätta fordon.

Dieselolja:
- Dieselproduktion från raffinaderi.
  - Diesel används till tunga fordon.
  - Diesel används till lätta fordon.

Bensin:
- Bensinproduktion från raffinaderi.
  - Bensin används till lätta fordon.

Varje kombination av respektive drivmedels råvaror och processer har analyserats. Känslighetsanalyser har gjorts för varje kombination där effekterna av huruvida eventuella biprodukter är användbara eller inte samt om respektive drivmedel eller diesel har använts vid användningen av lastbilar har studerats.

Följande drivmedel har studerats för användning i tunga fordon i ett framtidsfall (ca år 2010):
- Etanol från salix.
- Metanol från salix.
- DME från salix.
- Biogas från lucern och slam.
- CNG.
- LPG.
- Diesel.

Urvalet av framtida drivmedelssystem har gjorts främst med hänsyn till de ekonomiska förutsättningarna, men även med hänsyn till dess miljö- och energimässiga förutsättningar (Johansson, 1993), (Johansson, 1995) (Ahlvik et al, 1996). Även här har känslighetsanalyser gjorts för varje drivmedel. Antaganden och begränsningar med framtidsstudien finns beskrivna i kap 3.4.

Framställningsprocesserna för ovanstående drivmedel inklusive detaljerade data för energianvändning och emissioner för respektive delprocess finns redovisade i den fullständiga versionen av rapporten.

3 RESULTAT

Resultatet av LCA inventeringen sammanställs nedan i ett antal diagram. Innan tabeller och diagram studeras bör följande påpekanden beaktas:

Resultatet av analysen gäller för en teknikniva som förväntas ha fått kommersiellt genomslagskraft om ca 10 år. Siffrorna som redovisas skall således inte användas som ingångsdata för t. ex. LCA-analyser som syftar till att beskriva dagens förhållanden. Resultaten är dessutom baserade på svenska förhållanden och kan därför inte användas för att jämföra drivmedelsalternativ i andra länder eller regioner utan att en anpassning till nya förhållanden och nya systemgränser görs.

I många fall tyder resultaten på att det skulle vara större utsläpp av de flesta emissionerna då skogsrester och industriellt träavfall samlas in än vid salixodling. Detta är naturligtvis inte riktigt trovärdigt. Orsaken till att resultatet för denna studie visar på att salixodling skulle vara att föredra framför insamling av skogsrester är att siffrorna som har använts för de bägge fallen har olika källor och framför allt att de siffror som har använts för insamling av träavfall är betydligt äldre än siffrorna för odlingen av salix. Detta visar tydligt att LCA är en färskvara och att noggrannheten i siffrorna varierar betydligt. Även mellan i tiden närstående siffror kan det skilja sig kraftigt åt. Det kan dels bero på att rena uppskattningar genom flitigt citerande i rapporter har blivit till etablerade sanningar och dels på att variationen faktiskt kan vara mycket stor beroende t. ex. på olika odlingsförutsättningar, klimat, teknikniva mm. Orsaken till att ändå redovisa båda dessa fall är att det på ett tydligt sätt speglar problematiken med LCA och på osäkerheterna som ofrånkomligt blir inblandade när en analys av det här slaget utförs där litteraturstudier måste blandas med direktuppgifter från branchrepresentanter o dyl. På samma sätt skiljer sig källorna för lucernodling från salix och rapsodling.

CH4-utsläpp är särskilda från NMHC i de fall där detta kunde beläggas. I siffrorna för NMHC kan det därför i vissa fall ingå en okänd del CH4. Utsläppen av N2O redovisas inte i denna förkortade versionen eftersom tillförlitliga data inte har erhållits. I huvudrapporten redovisas utsläppen av N2O i bilaga 5 och 6 i de fall där data har varit möjliga att erhålla.

Eftersom över 200 olika fall har analyserats presenteras resultaten uppdelade efter de olika emissionerna där respektive drivmedelsalternativ presenteras inom ett intervall. Nedan beskrivs och diskuteras de olika fallen, som finns beskrivna i kap 2, uppdelade på tunga respektive lätta fordon. I staplarna visas det högsta och det lägsta värdet som känslighetsanalyserna har resulterat i.

3.1 Tunga fordon

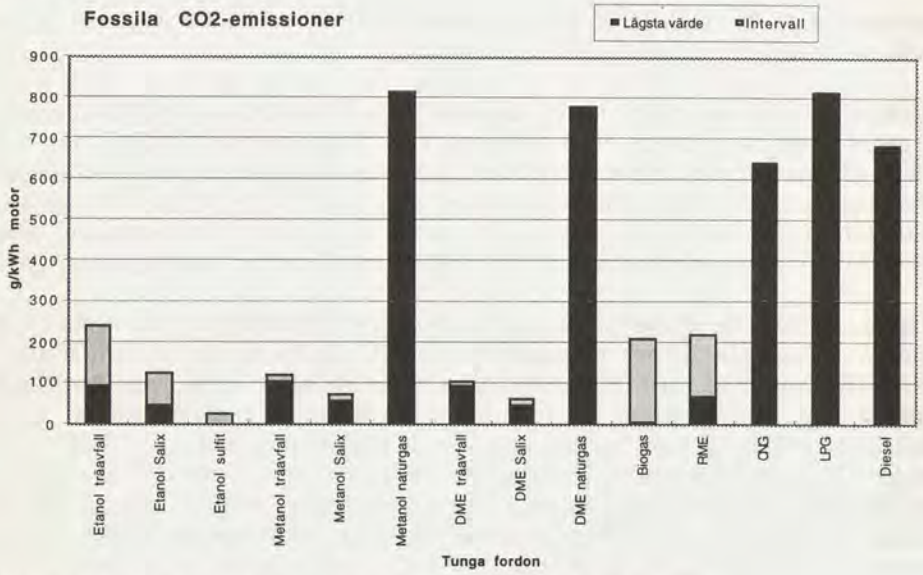


Diagram 3-1 Sammanställning av fossila CO2-emissioner för tunga fordon.

Analysen av tunga fordon visar att den stora skillnaden mellan drivmedlen ligger i fossila CO2-utsläpp. Utsläppen av fossilt CO2 från ett biobaserat drivmedel är ca 10-15 % av utsläppen från ett fossilt drivmedel. Drivmedlen bör därför främst jämföras inom respektive grupp, dvs fossila för sig och biobaserade för sig. För biobaserade drivmedel skiljer sig CO2-utsläppen mer beroende på vilken typ av systemgränser som dras än mellan de olika drivmedlen. Tendensen pekar dock på att odling och produktion av raps till RME och lucern till biogas har högre CO2-utsläpp än odling av salix till etanol, metanol eller DME. Notera även att CO2-emissionerna från biogas varierar kraftigt beroende på om råvaran odlas eller är en restprodukt. Tendensen till sjunkande CO2-utsläpp syns också när man jämför etanol, metanol och DME i nämnd ordning. Skillnaderna mellan dessa drivmedel är dock så liten att några slutsatser inte kan dras p.g.a. osäkerheterna i ingående data och valet av systemgräns och produktionsprocess. Eftersom inga fullskaliga produktionsenheter finns för varken etanol eller metanol/DME från biomassa har teoretiska värden använts i analysen. Anläggningarna som har studerats är småskaliga forsknings- och pilotanläggningar (ca 25 000 ton för etanol och ca 100 000 ton för metanol/DME). Troligtvis finns det förbättringspotential för samtliga alternativ främst i form av utnyttjande av spillenergi i olika former.

För de fossila drivmedlen visar CNG lägst CO2-utsläpp per kWh motoreffekt. Utsläppen är ca 5 % lägre än för diesel som i sin tur har ca 5 % lägre utsläpp än LPG och metanol/DME från naturgas. CNG har dock relativt höga metanutsläpp vilket minskar skillnaderna vad gäller totala utsläpp av växthusgaser.

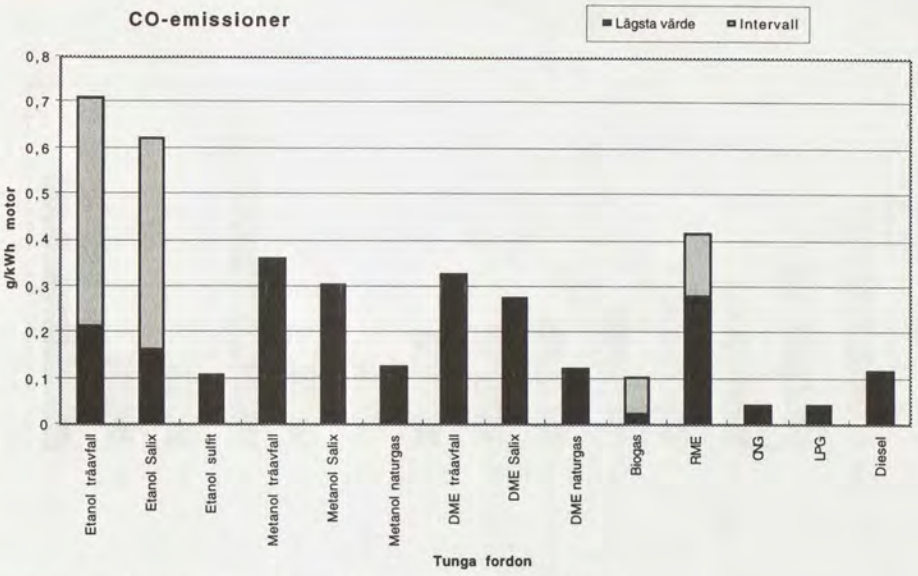


Diagram 3-2 Sammanställning av CO-emissioner för tunga fordon.

CO-utsläppen är höga för etanol, metanol och DME från cellulosa. Detta beror på höga siffror för produktionen. Skillnaden i CO-utsläpp mellan olika produktionsprocesser för etanol är mycket stor. Samtliga av dessa värden kan sänkas kraftigt med modern förbränningsteknik och med katalytisk rening i processerna (Furnander, 1996). CO-utsläpp redovisas överhuvudtaget inte för storskaliga metanolanläggningar från naturgas. Detta har tolkats som att utsläppen från denna typ av anläggning är försumbar.

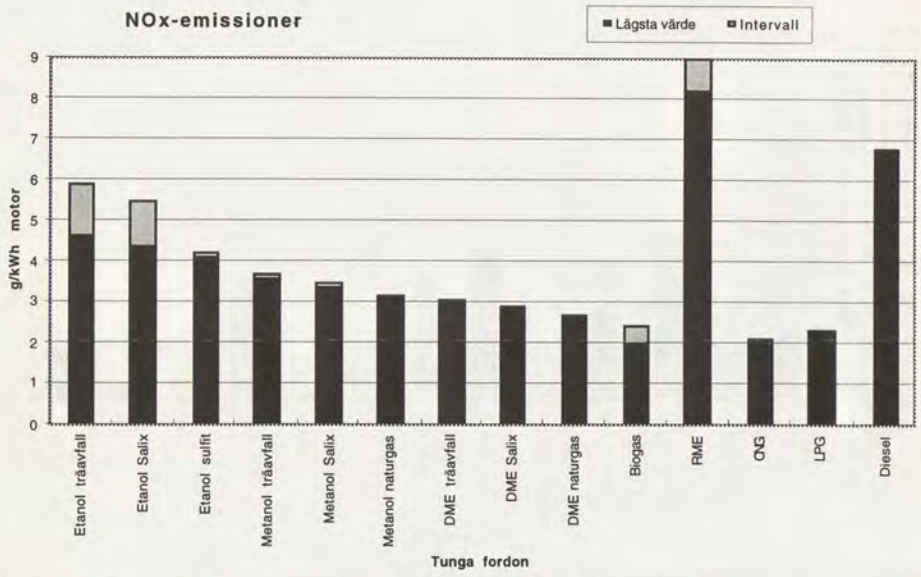


Diagram 3-3 Sammanställning av NOx-emissioner för tunga fordon.

Skillnaden i NOx-utsläpp mellan drivmedlen beror till största delen på motorn. De två drivmedel som skiljer sig från mängden är RME och Diesel. Skillnaden mellan t ex DME (ca 3 g/kWh) och etanol (ca 5 g/kWh) är i dagsläget stor. Denna skillnad, liksom NOx-utsläppen från samtliga drivmedel, förväntas dock att minska med tiden.

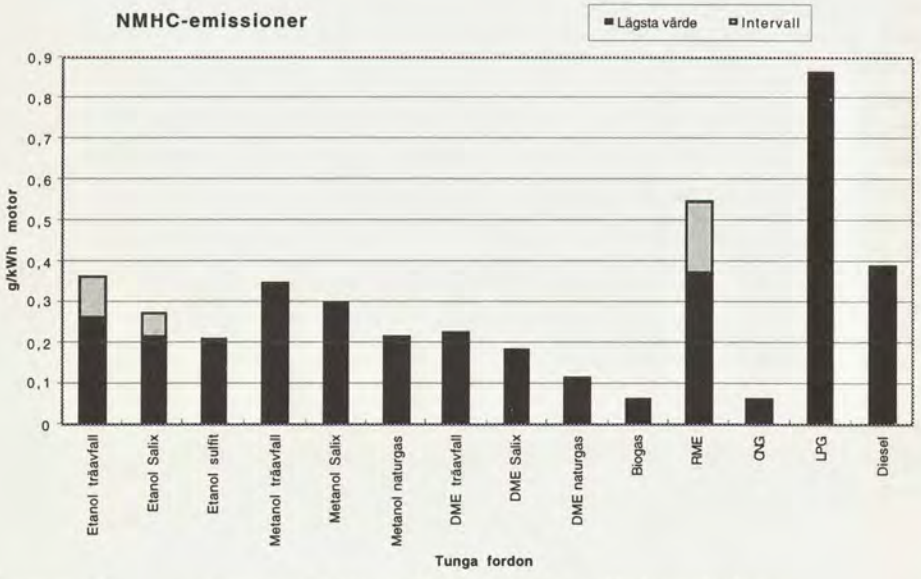


Diagram 3-4 Sammanställning av NMHC-emissioner för tunga fordon.

NMHC-utsläppen från oljeprodukter är relativt höga för framställningsprocessen relativt slutanvändningen. Detta beror främst på stora utsläpp på oljefälten samt att de tankbåtar som används vid distribution mm släpper ut mycket NMHC. Även här finns förbättringspotential inför framtiden.

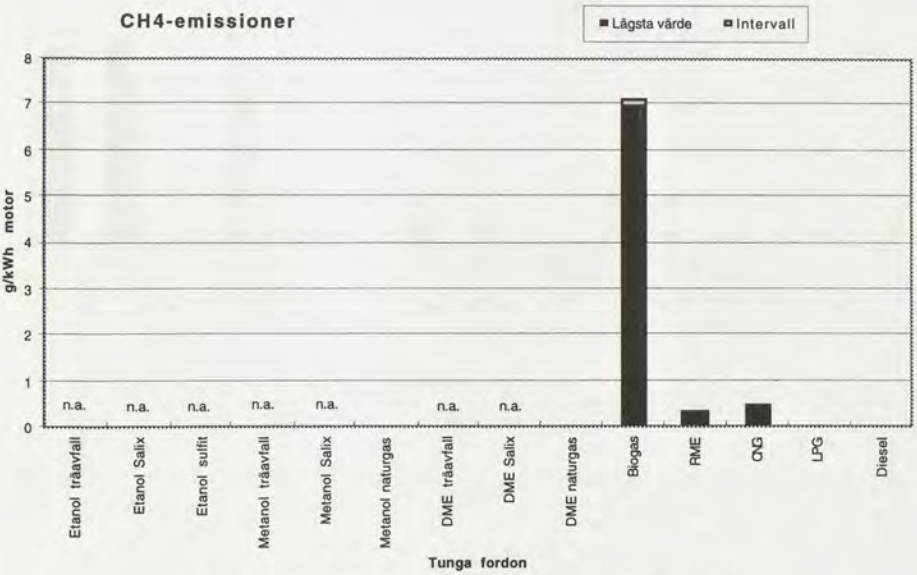


Diagram 3-5 Sammanställning av CH4-emissioner för tunga fordon.

Det höga läckaget av CH4 från biogasproduktion beror på metanläckage som uppskattas till ca 3 % av producerad metan. Detta kan naturligtvis förbättras och frågan är om denna metan överhuvudtaget skall belasta drivmedlet. För biogas producerad från slam och avfall handlar det om en reningsprocess av ett avfallsproblem. Man samlar in metan från material som i annat fall ändå hade bildat metan vid den naturliga nedbrytningsprocessen. Detta system med de olika behandlingsalternativen för det organiska avfallet bör analyseras separat innan en bedömning av hur denna CH4 skall behandlas i analysen kan göras.

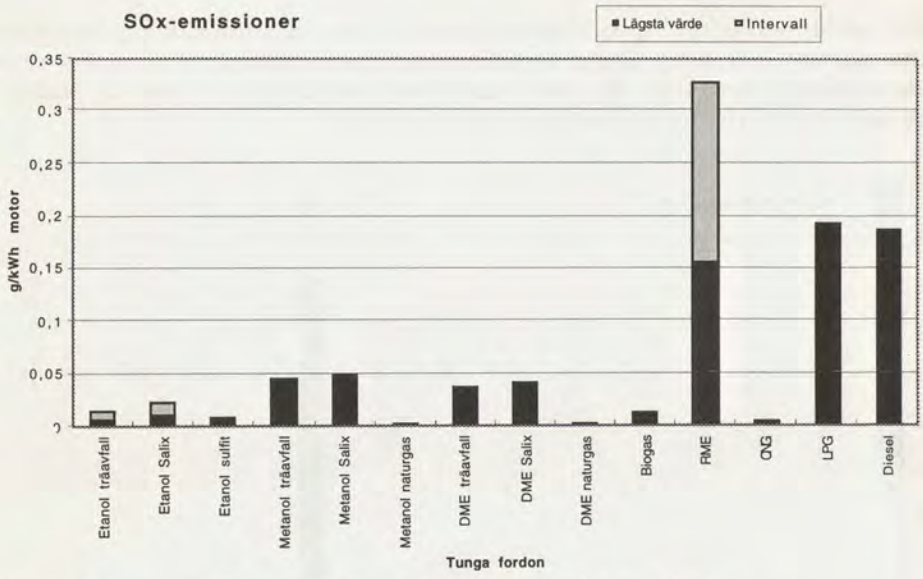


Diagram 3-6 Sammanställning av SOx-emissioner för tunga fordon.

Utsläpp av SOx från transportsektorn är sedan införandet av miljöklassad diesel inte längre ett stort problem. Siffrorna är låga särskilt i jämförelse med den andra försurande gasen NOx.

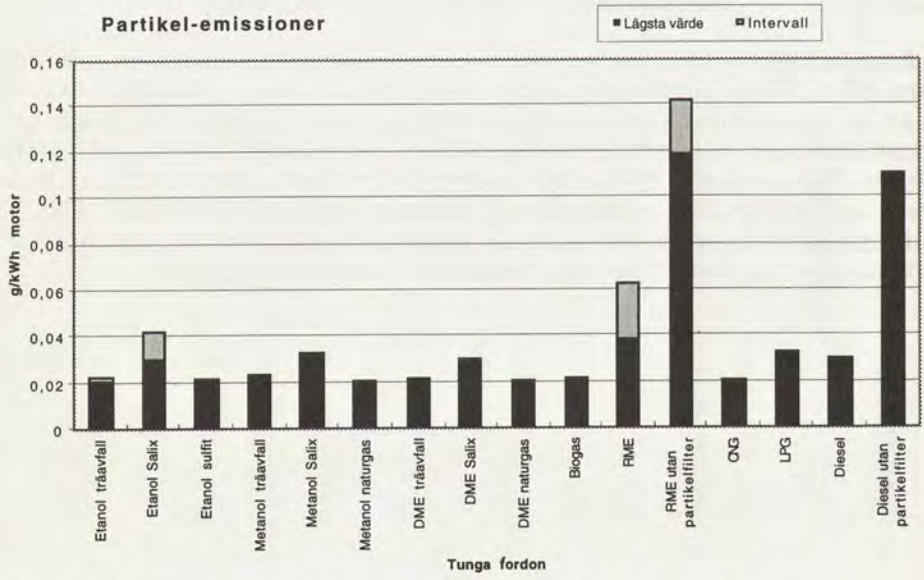


Diagram 3-7 Sammanställning av Partikel-emissioner för tunga fordon.

Partikelutsläppen är genomgående låga för samtliga drivmedel under förutsättning att diesel och RME drivna fordon förses med ett partikelfilter. Det finns dock

inget incitament för en införsel av denna teknik eftersom lagkraven är för låga för att motivera denna extra kostnad för fordonsägarna. Av denna anledning redovisas även diesel och RME siffror utan partikelfilter för att göra jämförelsen teknikneutral. Anledningen till att RME nästan genomgående får högre emissionssiffror än övriga drivmedel är dels att odlingen är krävande och att motorvärdena är sämre än för de övriga biobaserade alternativen.

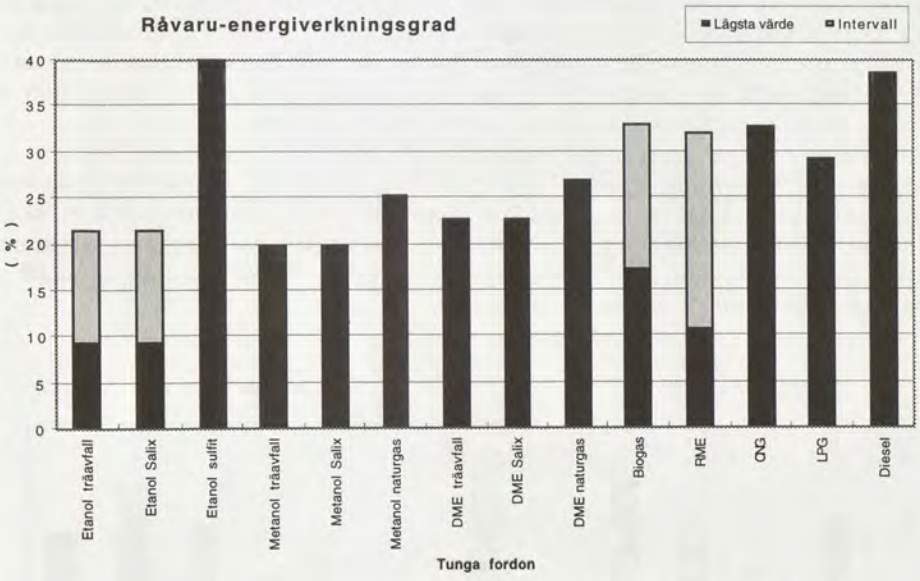


Diagram 3-8 Sammanställning av Råvaru-energiverkningsgrad för tunga fordon.

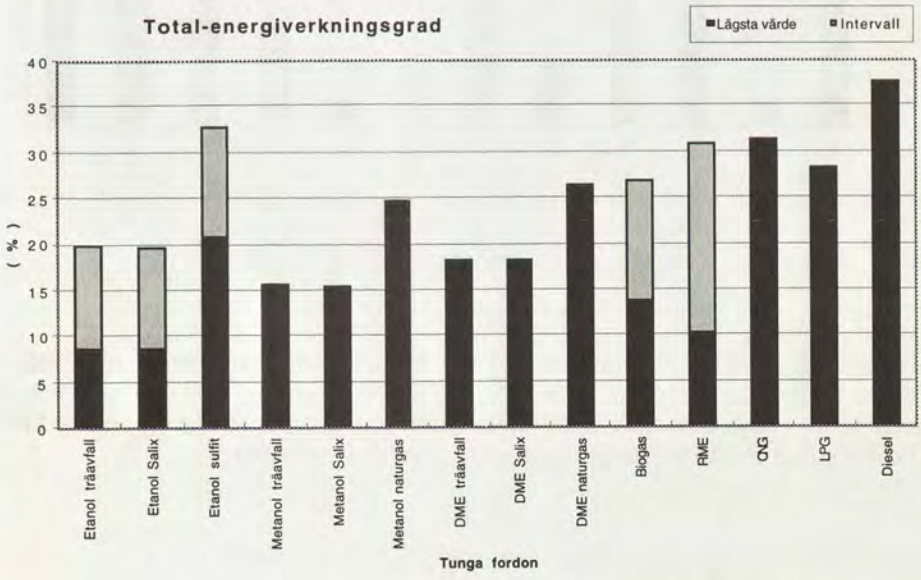


Diagram 3-9 Sammanställning av Total-energiverkningsgrad för tunga fordon.

3.2 Lätta fordon

Motorernas sämre verkningsgrad medför att den produktionsrelaterade andelen av de totala emissionerna blir större för lätta bilar jämfört med tunga. Detta gäller framför allt för de biobaserade drivmedlen. Emissionsbilden blir annorlunda med betydligt högre (10 - 40 gånger) utsläpp av CO, ca dubbelt så höga utsläpp av NMHC, partiklar och CO2, medan NOx-utsläppen blir minst halverade. Undantaget från ovanstående är Diesel och RME vilka båda uppvisar betydligt högre utsläpp av partiklar och NOx än de övriga alternativen. För att få ovanstående värden uttryckta i g/fordonskilometer skall värdet för g/MJ_{motor} multipliceras med 1,56 för tunga fordon och med 0,135 för lätta fordon, siffror som återspeglar de antaganden som gjorts i detta arbete.

Siffrorna för inblandning av MTBE i bensin kommer inte från samma källa som övriga alternativ. Testcykeln är dock densamma, men eftersom det kan skilja mellan olika fordonsunderlag och andra annorlunda förutsättningar för testerna kan det skilja sig mellan resultaten. Även om resultaten ser rimliga ut skall de läsas med beaktande av detta.

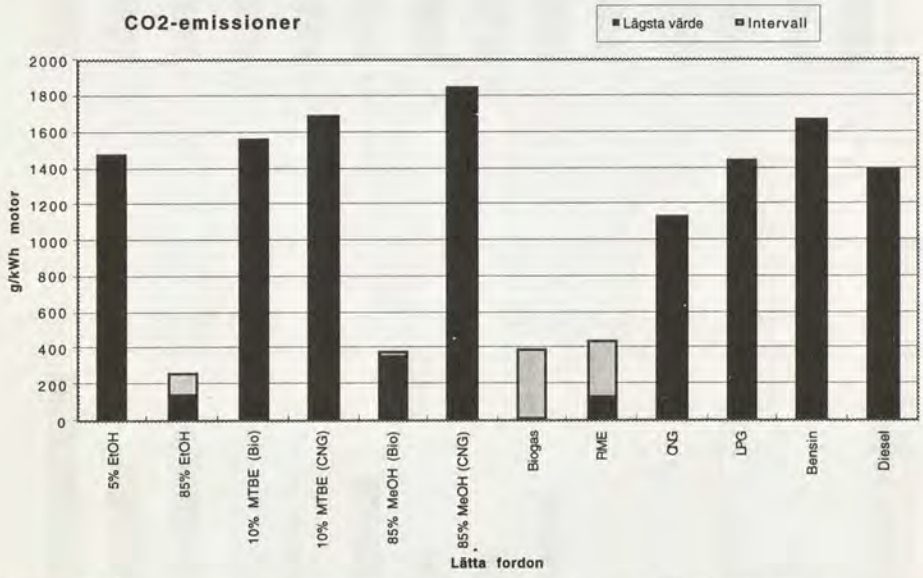


Diagram 3-10 Sammanställning av fossila CO2-emissioner för lätta fordon.

Utsläppen från fossil CO2 minskar mer vid en övergång från bensin till CNG än till 85-90 %-iga blandbränslen, dvs 10 % MTBE-inblandning i bensin och 5 % inblandning av etanol i bensin. Skall stora sänkningar av CO2-utsläppen ske krävs därför betydligt större inblandning av biobränslen i bensinen.

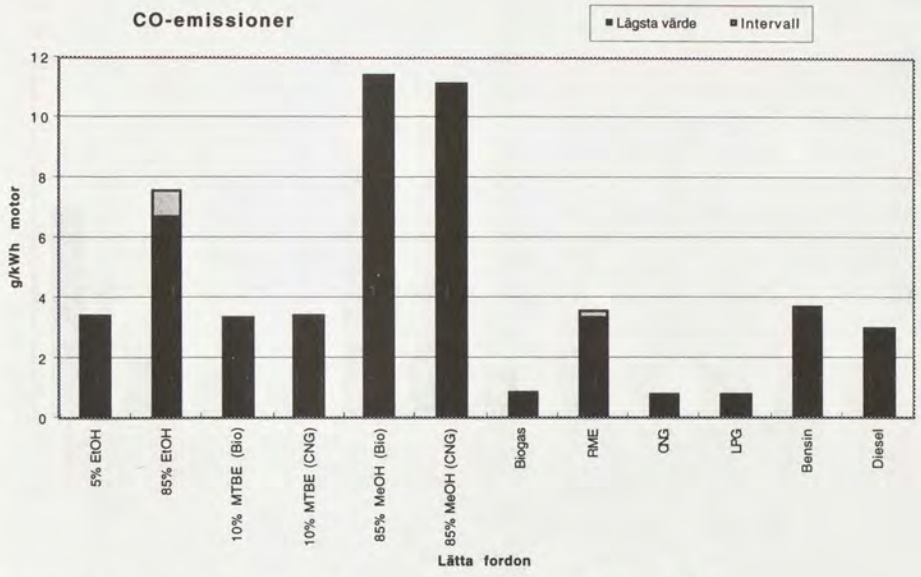


Diagram 3-11 Sammanställning av CO-emissioner för lätta fordon.

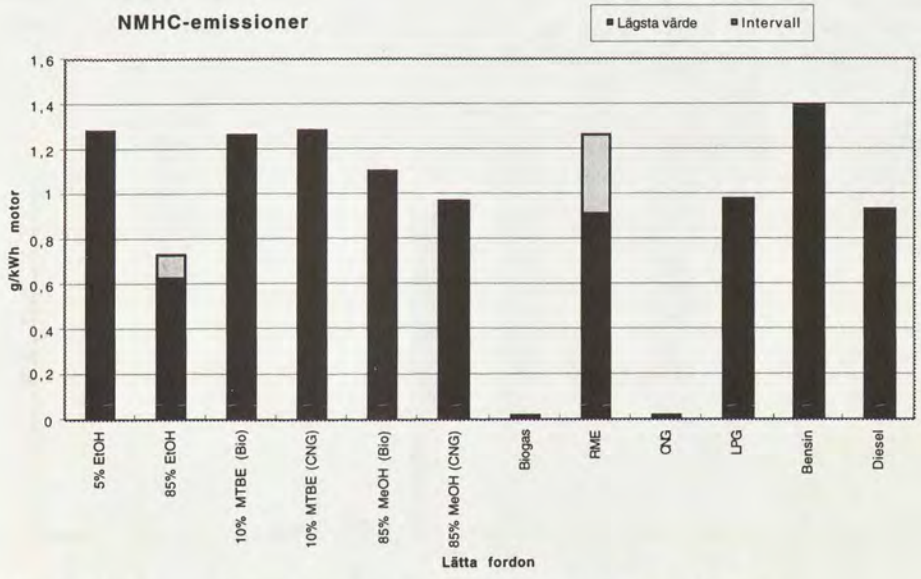


Diagram 3-12 Sammanställning av NMHC-emissioner för lätta fordon.

De höga CO- och NMHC-utsläppen härstammar främst från fordonet.

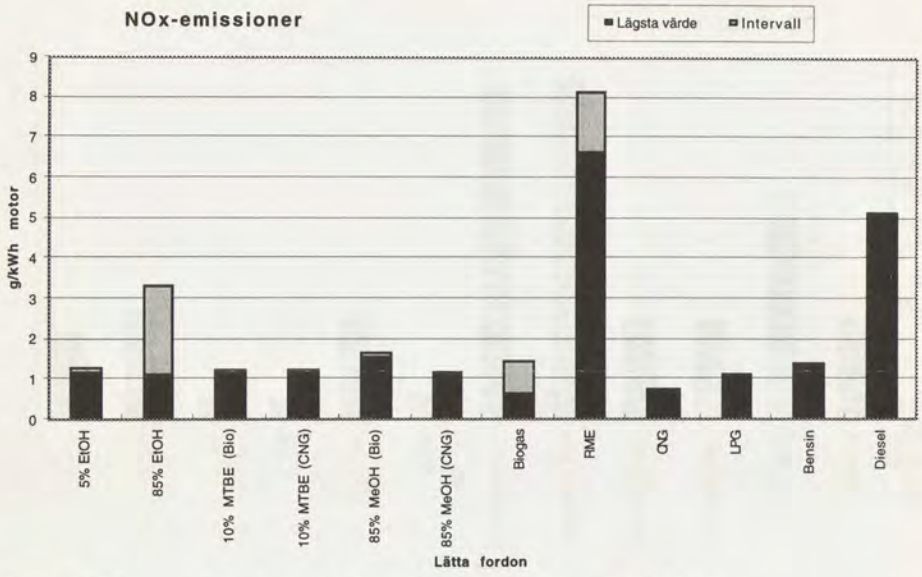


Diagram 3-13 Sammanställning av NOx-emissioner för lätta fordon.

Utsläppen av NOx ligger betydligt lägre för lätta fordon än för tunga. Undantaget diesel och RME (ca 5-7 g/kWh) ligger utsläppen för lätta fordon på ca 1 g/kWh. Denna lägre siffra plus sämre verkningsgrad gör att produktionen av drivmedlet även här belastar totalsiffran märkbart.

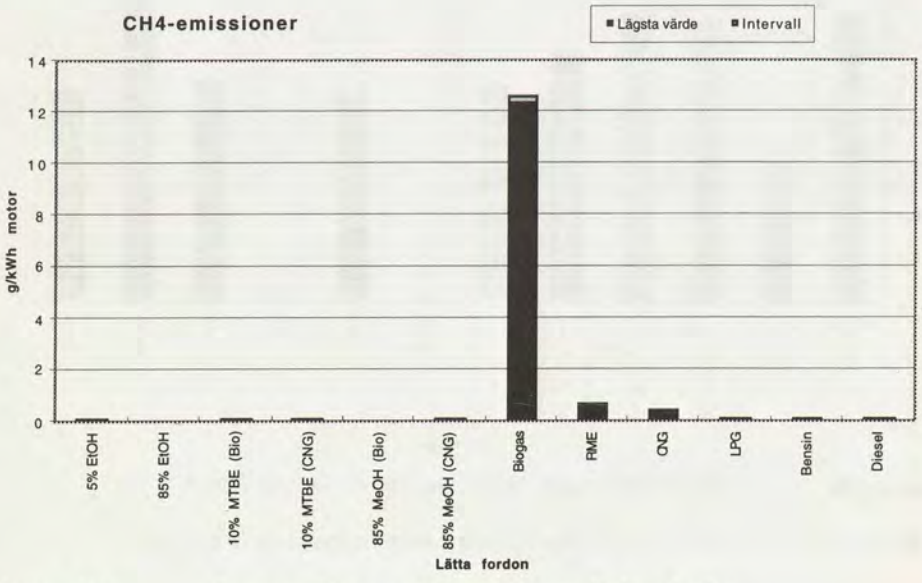


Diagram 3-14 Sammanställning av CH4-emissioner för lätta fordon.

Notera att även här beror det höga CH4-utsläppet från biogasprocessen av läckage av ca 3 % metan från framställningen. Frågan om denna metan skall inräknas i systemet då råvaran är slam eller avfall lämnas som tidigare nämnts till läsaren.

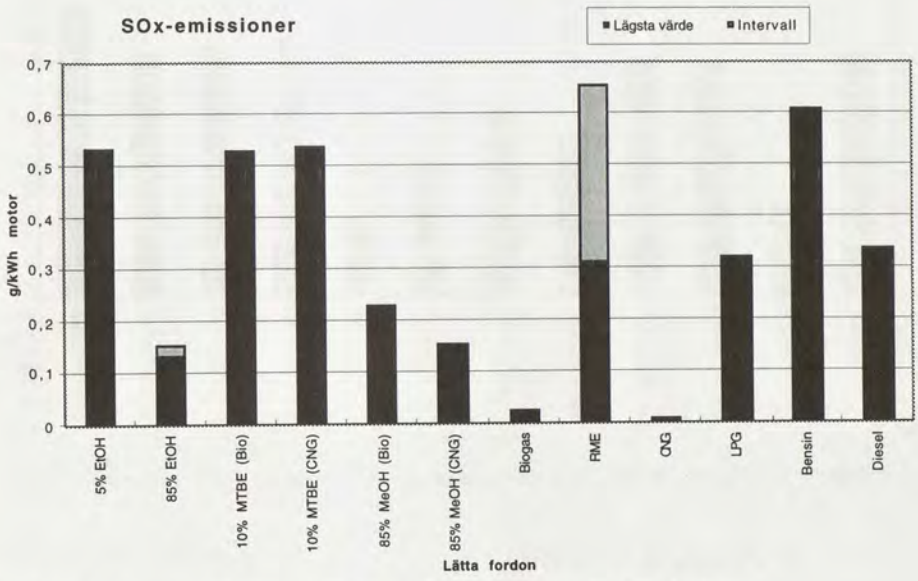


Diagram 3-15 Sammanställning av SOx-emissioner för lätta fordon.

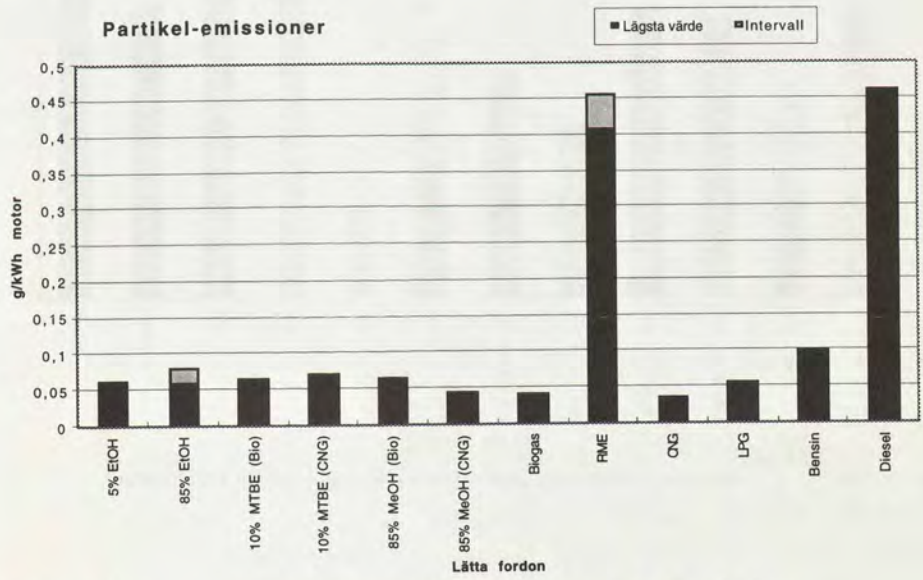


Diagram 3-16 Sammanställning av Partikel-emissioner för lätta fordon.

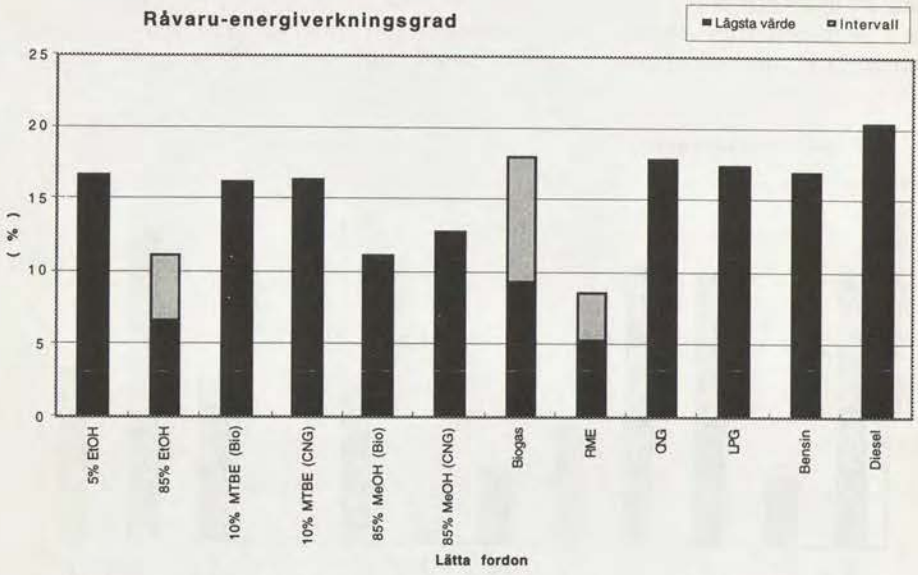


Diagram 3-17 Sammanställning av Råvaru-energiverkningsgrad för lätta fordon.

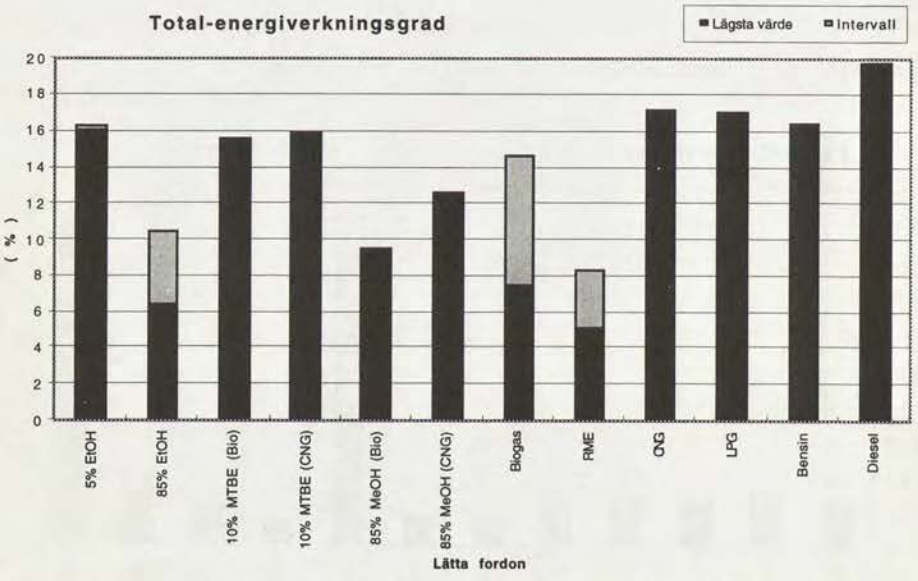


Diagram 3-18 Sammanställning av Total-energiverkningsgrad för lätta fordon.

3.3 FÖR-FÖRBRÄNNING (PRECOMBUSTION)

Resultaten har enligt vald funktionell enhet redovisats i enheten mg per MJ motoreffekt. Skulle en användare vilja använda sig av egna siffror för fordonsanvändning och denna studies värden för drivmedelsproduktion rekommenderas värden enligt tabell 3-20.

Tabell 3-19 För-förbränningstillägg för fordonsbränslen (mg/MJ färdigt bränsle).

SUMMA	*(Prod. metod)*	*Fossil CO2*	*CO*	*NOx*	*NMHC*	*CH4*	*SOx*	*PART*	*h-utbyte*	*h-energi*
	Bränsle vid transport	mg/MJ	mg/MJ	mg/MJ	mg/MJ	mg/MJ	mg/MJ	mg/MJ	MJ/MJ	MJ/MJ
Diesel	Diesel	3 500	2	31	33	2	19	1	0,97	0,94
Bensin	Diesel	5 300	2	33	41	2	21	1	0,94	0,91
LPG	Diesel	3 000	2	27	31	2	16	1	0,97	0,95
CNG	Diesel	1 700	2	8	1	1	0	0	0,99	0,95
RME	Diesel	9 000	20	81	31	31	18	2	0,80	0,77
Metanol från Salix	Diesel	8 300	23	54	11	0	6	1	0,50	0,39
Etanol från Salix	Enzym,bipr. Diesel	6 600	7	46	2	0	1	1	0,51	0,47
DME från Salix	Diesel	6 700	20	45	10	0	5	1	0,57	0,46
Biogas, Hushålls-avfall	Diesel	900	1	3	1	600	1	0	0,54	0,51

För de olika fallen ovan har salix antagits vara råvaran för alkoholproduktionen. Hushållsavfall och har antagits för biogasproduktion. Transporterna antas ske med dieselfordon, och samtliga biprodukter har antagits vara användbara.

3.4 FRAMTID

Förutom ovanstående fall har ett framtidsfall analyserats för ett urval av drivmedel för tunga fordon; etanol, metanol och DME från salix, Biogas, CNG, LPG och Diesel. Detta fall skall inte ses som ett välgrundat fall med belägg från litteraturen utan mer som en kompassriktning mot hur drivmedlen ur miljösynpunkt kan komma att förbättras om en miljöanpassad produktion eftersträvas samt hur de kommer att förhålla sig gentemot varandra i framtiden. De antaganden som har gjorts är endast uppskattningar som har diskuterats fram av författarna samt baserade på de siffror för framtida emissioner från fordon som MTC redovisar (Ahlvik, 1996).

Förutsättningarna och antagandena för detta fall är:

- Elproduktionsmetoder som är emissionsfria har använts. Detta är nu möjligt att anta i och med den avreglerade elmarknaden. Ett annat alternativ som inte har analyserats här är att den sk miljömärkta elen är "slutsåld" eller att den framtida drivmedelsproducenten av ekonomiska skäl tvingas att köpa "ospecificerad" el. Emissionsbilden blir då naturligtvis helt annorlunda än den som antagits här. (Kåberger 1997)
- Traktorer antas ha samma verkningsgrad som nu (20 %) men med emissioner motsvarande dagens tunga lastbilar. (Euro 2)
- Halverade utsläpp vid gödselproduktion och minskade utsläpp vid processindustrierna till en tredjedel av dagens värden. Detta gäller dock inte CO2 för raffinaderierna där utsläppen förväntas öka i takt med allt högre miljökrav på drivmedlen (ca 5 %).

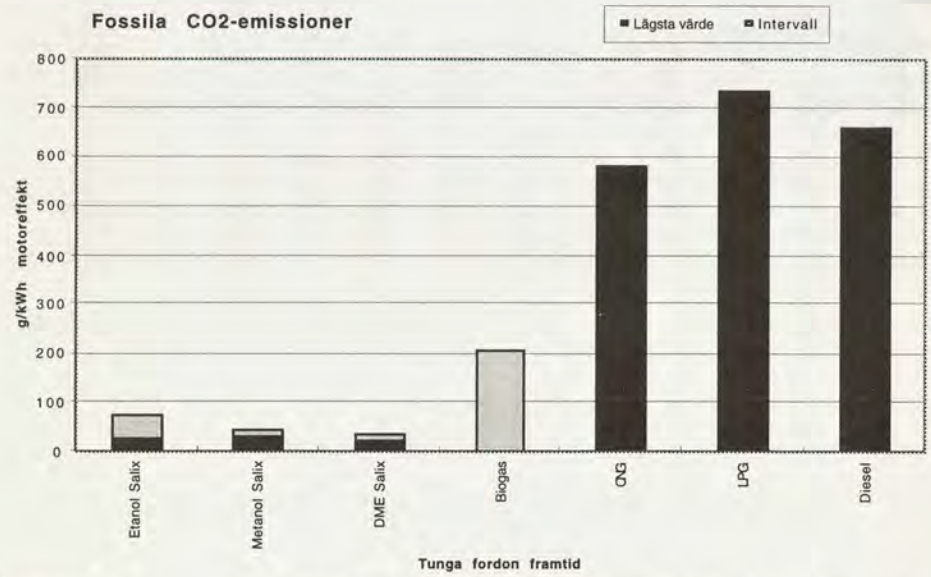


Diagram 3-20 Sammanställning av fossila CO2-emissioner för tunga fordon, framtid.

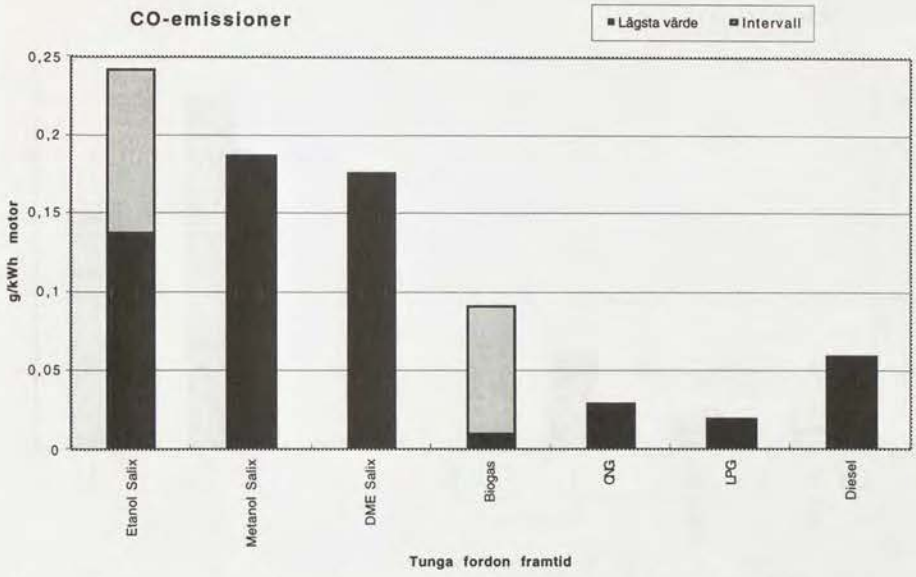


Diagram 3-21 Sammanställning av CO-emissioner för tunga fordon, framtid.

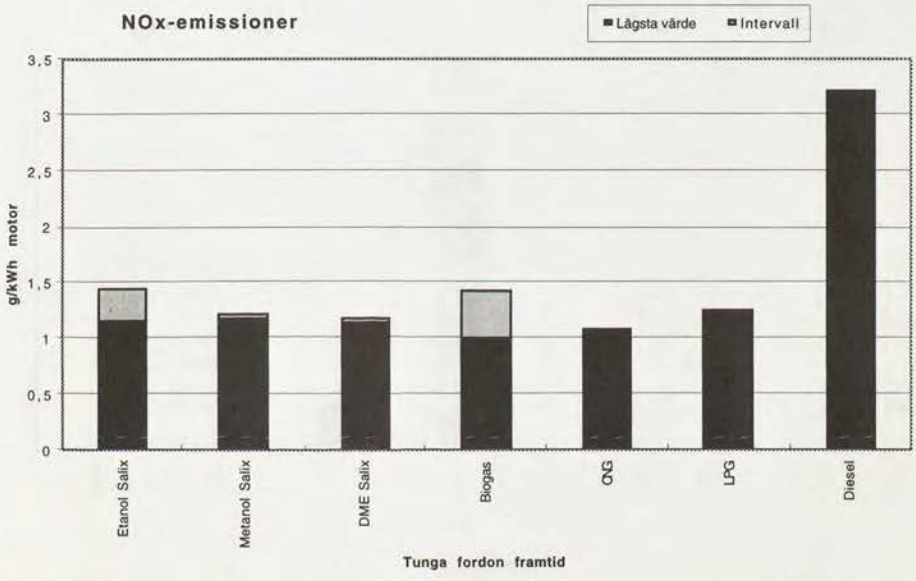


Diagram 3-22 Sammanställning av NOx-emissioner för tunga fordon, framtid.

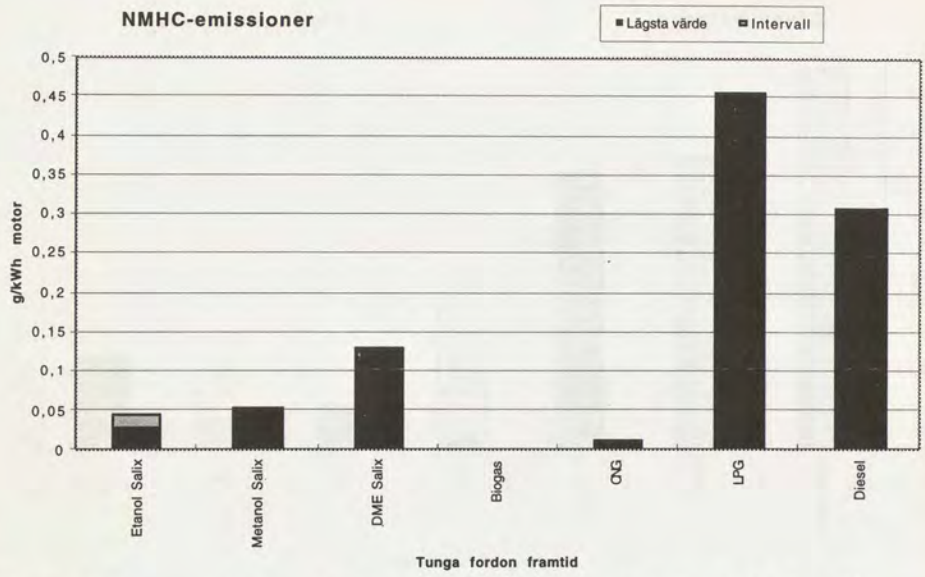


Diagram 3-23 Sammanställning av NMHC-emissioner för tunga fordon, framtid.

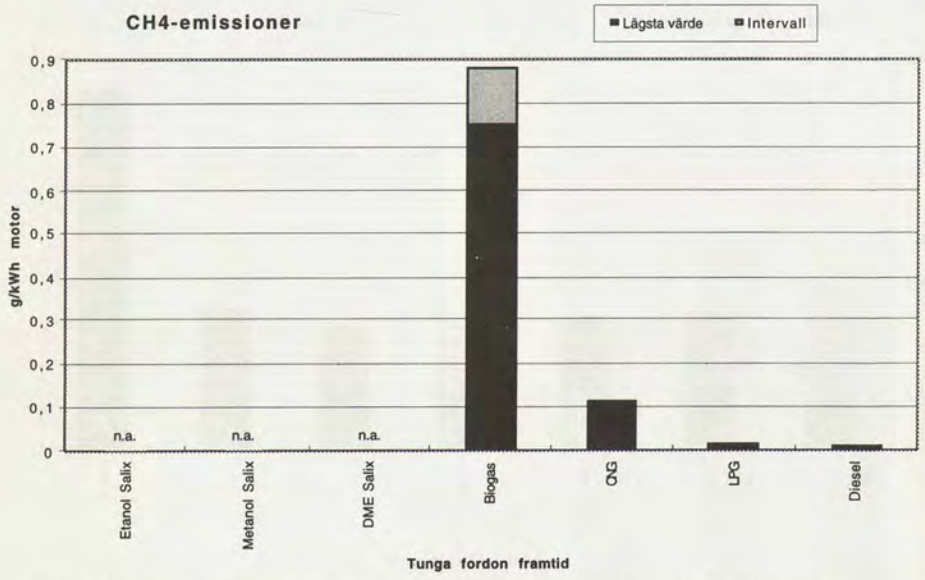


Diagram 3-24 Sammanställning av CH4-emissioner för tunga fordon, framtid.

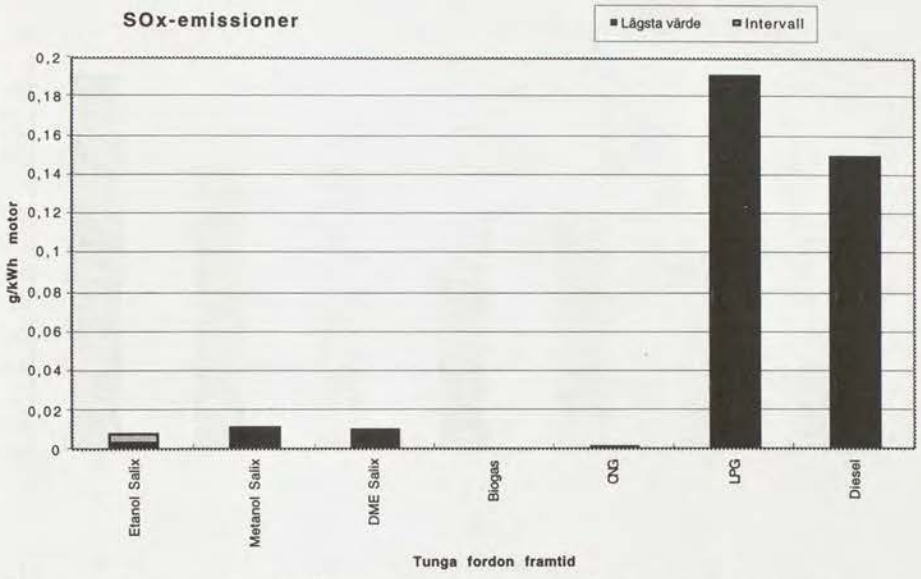


Diagram 3-25 Sammanställning av SOx-emissioner för tunga fordon, framtid.

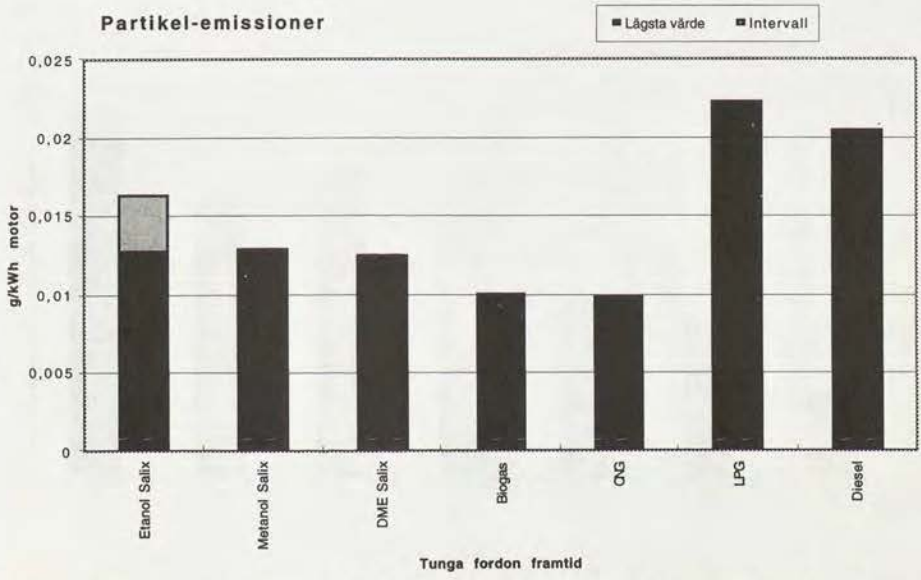


Diagram 3-26 Sammanställning av Partikel-emissioner för tunga fordon, framtid.

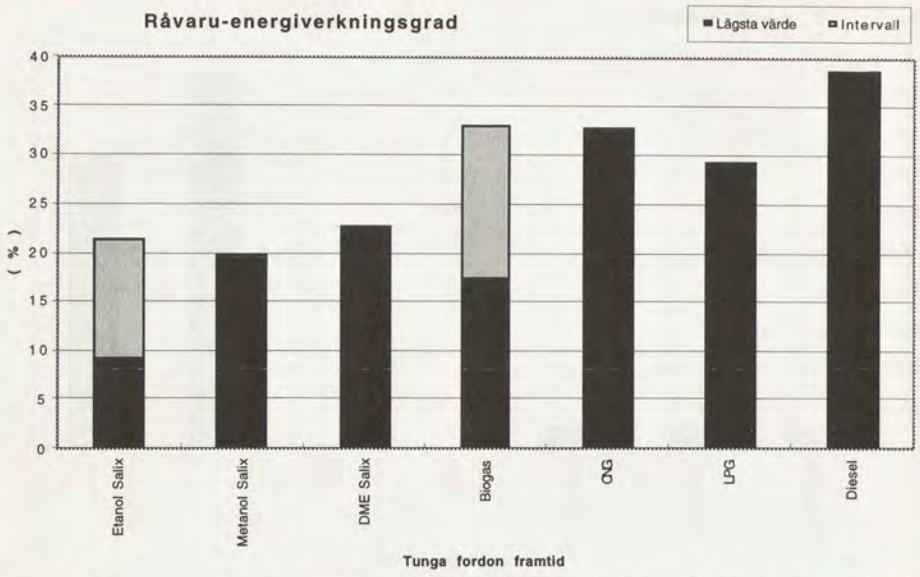


Diagram 3-27 Sammanställning av Råvaru-energiverkningsgraden för tunga fordon, framtid.

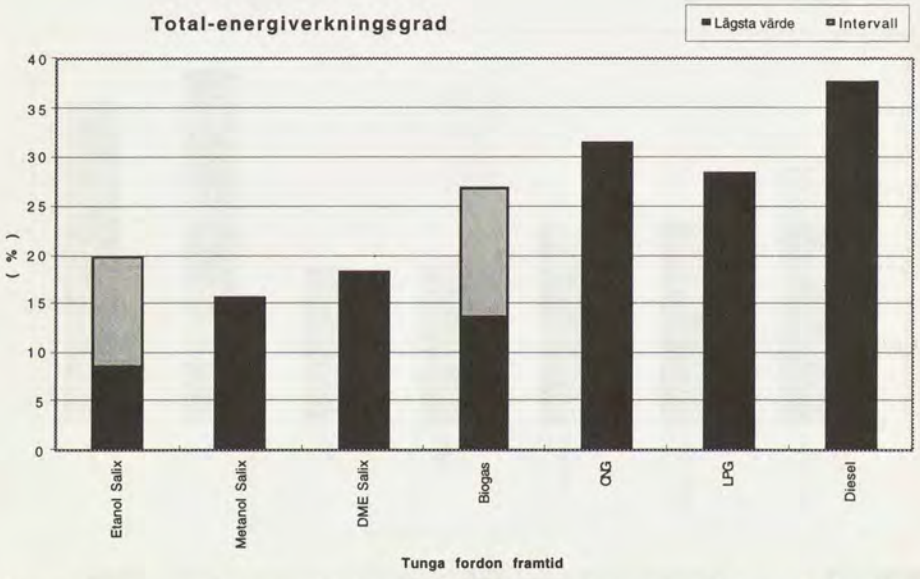


Diagram 3-28 Sammanställning av Total-energiverkningsgraden för tunga fordon, framtid.

En analys av det här slaget är naturligtvis osäker. Ändras förutsättningarna t ex ekonomiskt kan de förutsättningar som valts för denna studien visa sig vara helt orealistiska. Å andra sidan kan processerna tänkas förbättras på andra sätt som inte är antagna här med t ex utnyttjande av spillvärme som ersättning för el eller

liknande ersättningssituationer. Med ovan givna förutsättningarna kan dock följande tendenser beläggas:

CO2-utsläppen för biodrivmedlen halveras.
CO- och partikel utsläppen blir i stort sett jämförbara för samtliga alternativ. NOx-utsläppen blir även dem i stort sett jämförbara för samtliga alternativ förutom för diesel, vilken visserligen blir halverad.

Skillnaden i emissioner från fordonen mellan de olika drivmedlen minskar i framtiden. I takt med att bättre reningsteknik införs på produktionsanläggningarna och att renare fordon används för distribution av biomassa respektive färdigt bränsle kommer troligtvis skillnaderna i emissioner från produktionen också att minska.

Möjligheterna att förbättra verkningsgraderna för de olika processerna ligger främst i att försöka utnyttja spillenergin till t ex fjärrvärme. Detta gäller främst för etanol-, metanol- och DME-framställning. DME och metanol har också fördelen av att i en övergångsperiod kunna framställas även från naturgas. Valet av biobaserad drivmedelsproduktion kommer dessutom att vara starkt beroende av produktionskostnaderna samt på fordonstekniska och säkerhetsmässiga bedömningar.

Produktionen av fossila drivmedel i ett modernt raffinaderi sker redan i dag med hög energiverkningsgrad och ytterligare förbättringar är även här beroende av utnyttjande av fjärrvärme. En försiktig uppskattning av hur framtida krav kommer att påverka produktionen på Scanraff har gjorts av Kurt Karlsson, Scanraff. Om ca 10 - 15 år räknar man med att steg 2 för Eurodiesel kommer att införas vilket kan betyda en ökad energianvändning på raffinaderiet på ca 10 - 15 %, Detta skulle innebära en totalförlust på hela raffinaderiet på ca 4 % (jämfört med dagens ca 3,5 %). En grov uppskattning av hur ett så drastiskt beslut som att sluta producera alla petroleumprodukter tyngre än eldningsolja och istället fullständigt kracka sönder alla tyngre fraktioner skulle innebära för raffinaderiets totala energianvändning, uppskattas till ca 5 - 6 % av energiråvaran.

3.5 JÄMFÖRELSE MED ANDRA STUDIER

Problematiken med att jämföra LCA-studier har tidigare konstaterats (Blinge, 1996) där framför allt skillnaderna i val av fordon, körcykel och systemgräns samt val av redovisningsform medför problem. Tabellerna i bilaga 8 (i rapportens fullständiga version) visar dock tydligt en trend mot att utsläppen minskar och att skillnaderna i emissioner mellan drivmedlen blir mindre. Skillnaden i CO2-utsläpp mellan fossila och biobaserade drivmedel är dessutom tydlig

Tabellerna i bilaga 8 där differensen i emissioner mellan olika drivmedel och olika rapporter visas förtydligar bilden av att biobränslen, framför allt från cellulosabaserade råvaror, både vad gäller framställning och användning, blir allt bättre med avseende på emissioner till luft. Även de fossila drivmedlen blir bättre och detta medför att skillnaderna i emissioner till luft ser ut att minska mellan drivmedlen med tiden. Undantaget är de fossila CO2- utsläppen där skillnaden mellan fossila och biobaserade drivmedel är fortsatt stor trots att förbättringar i motortekniken gör att CO2-utsläppen från fossila drivmedel minskar uttryckt per fordonskilometer. Netto CO2-utsläppen från fossila drivmedel är ca 5 gånger större än för biobaserade drivmedel vilket gör en minskning på ca 10 % betydelselös i jämförelsen.

4 DISKUSSION

Resultatet av studien visar att skillnaderna i emissioner till luft mellan de olika drivmedelsalternativen minskar i förhållande till vad tidigare utförda LCA-analyser av drivmedel har resulterat i. CO2-utsläppen från fossila drivmedel är dock mer än ca 5 gånger större än för de flesta biobaserade drivmedlen. Utveckling av motorteknik, reningsteknik och effektiviseringar i processteknik medför i framtiden att både de totala utsläppen från produktion och användning av respektive drivmedel minskar och att skillnaderna i utsläpp mellan de olika drivmedlen minskar ytterligare

Frågeställningen kan därför reduceras till att handla om tre huvudfrågor:

- Fossila eller icke fossila drivmedel?

Det går att sänka CO2-utsläppen genom att använda andra fossila drivmedel än bensin och diesel. Effekten är dock inte större än ca 10 - 15 %. Används blandbränslen på mellan 5 - 10 % alkohol- eller MTBE-inblandning i bensin blir reduktionen av fossil CO2 mindre än vid användning av CNG. Skall därför CO2-utsläppen minska drastiskt från transportsektorn är en övergång till biobaserade drivmedel nödvändig.

- Etanol eller metanol/DME från cellulosa?

Biobaserade drivmedel bör produceras från cellulosahaltigt material för att tillräckliga volymer skall kunna produceras på tillgängliga arealer och till en rimlig kostnad (Johansson, 1996). Det blir i detta sammanhang viktigast att utnyttja tillgänglig energiråvara på bästa sätt. För biobaserade drivmedel blir det därför intressant att jämföra energiverkningsgraden och att jämföra hur stort energiutbytet blir per hektar odlad mark. Skillnaderna mellan etanolproduktion och metanol/DME-produktion är dock för små för att några definitiva slutsatser skall kunna dras, särskilt med tanke på de osäkerheter och variationer som är förknippade med datans kvalitet. Detta är än tydligare då data som har använts till stor del baseras på försöks- och pilotanläggningar. Möjligheten till avsättning av biprodukter och spillenergi kommer därför att vara avgörande. Utan tydliga skillnader i miljöbelastning mellan alternativen kommer andra frågor som t ex säkerhetsaspekter, driftsäkerhet, investeringskostnader och produktionskostnader att spela en stor roll vid det slutliga valet av drivmedel.

- Vilka styrmedel krävs för att de låga emissionsvärden som är möjliga att uppnå skall realiseras?

Möjligheterna till kraftigt sänkta emissioner från fordonsanvändningen är stor. Eftersom skillnaderna mellan drivmedlen, vad avser miljöbelastning, i framtiden inte kommer att vara tillräckligt stor för att redan nu döma ut ett eller ett antal drivmedel bör istället strategin vara att genom införsel av tillräckliga och relevanta styrmedel realisera den idag möjliga sänkningen av skadliga emissioner, framför allt i stadstrafik.

Utsläpp till luft vid fordonsdrift måste behandlas olika beroende på var utsläppen sker. Här är LCA ett relativt trubbigt verktyg. För t.ex. fjärrtrafik med tunga lastbilar bör energieffektivitet samt låga fossil-CO2 utsläpp premieras framför reduktion av lokala miljöeffekter (såsom buller och hälsovådliga ämnen). För tätortstrafik bör prioriteringen vara den omvända. Ämnen med samtidig miljö- och hälsopåverkan, såsom NOx, bör minskas vid all trafik.

Verkningsgraden för fossila drivmedelssystem bör inte jämföras med verkningsgraden för biobaserade drivmedel utan mellan de fossila drivmedlen för sig och de biobaserade för sig. Anledningen är att det handlar om energiråvaror av olika kvalitet. Olja är en mycket högkvalitativ och användbar produkt medan t ex avloppsslam och skogsrester har mycket begränsade användningsområden.

Det kan påpekas att förbränningsmotorn inte alltid är så effektiv som antagits i denna rapport. De 20 - 40 % verkningsgrad som används som beräkningsgrund är betydligt högre än vad som gäller för verklig trafik. Det är dessutom skillnad på vad som släpps ut vid verklig trafik och data som erhålls ur analyser utförda i en laboratoriemiljö. Det finns ett stort behov av mobil mätutrustning eller något annat tillförlitligt mätsystem för att bestämma verkliga utsläpp från ett fordon i drift. En koppling mellan ett dylikt mätsystem och en avgift på utsläppen skulle skapa ett kraftfullt redskap för att med marknadsekonomiska spelregler snabbt få bort de mest förorenande fordonen samtidigt som incitamenten för teknikutveckling mot renare fordon och drivmedel ökar. I en jämförande analys som den här fungerar dock en beräkningsgrund baserade på provbänksvärden bra. En detalj att tänka på kan vara att drivmedlen även skall kunna passa framtida motorer som t ex bränslecellen. Ett system med metanol och DME skulle i så fall visa sig vara mycket flexibel. Från samma råvara och samma process kan man få ut drivmedel både till en dieselmotor i form av DME och till bränslecellen och ottomotorn i form av metanol. Råvaran kan till en början bestå av naturgas som senare kan fasas ut av biomassa. I sammanhanget skall det dock påpekas att även etanol kan användas som bränsle till bränsleceller (Bucksch S & Månsson T, 1996). Några jämförande uppgifter om prestanda och bränsleförbrukning mm för etanol respektive metanol som drivmedel till bränsleceller har inte studerats här. Metanol har dessutom nackdelar gentemot etanol i toxicitet och korrosivitet o dyl. vilket kommer att beaktas av marknadens aktörer.

Biogas bör tillverkas och användas lokalt där det finns en lämplig råvara i form av avfall. Ofta hade avfallet bildat metan som hade släppts ut till luften även om inte biogasen hade producerats. Den metan som släpps ut från processen och som tydligt påverkar biogasens slutresultat skall beaktas ur detta perspektiv. Det är dock tveksamt om det skall odlas grödor för att producera biogas om det inte är så att det p.g.a. växelbruk eller liknande blir ett stort överskott av vallväxter o dyl. Analyser av hur vallväxter används och hur framtida avfallshanteringssystem skall se ut ryms dock inte inom ramarna för detta arbete.

RME får ses som ett fordonsbränsle med relativt dåligt energiutbyte per hektar och med mindre potential för låga emissioner än för övriga biobaserade drivmedel. Framställningsprocessen är dock enkel och kan användas med gott resultat i småskaliga anläggningar på t ex jordbruk. Oljan kan därefter användas för att dri-

va jordbrukets egna fordon. Odling av raps för fordonsdrift motiveras dock mer av beredskapsskäl för att hålla jordar öppna än för energiförsörjningsskäl.

Förslag till fortsatt forskning i ämnet är att undersöka hur många platser i Sverige som är lämpliga för energieffektiv produktion av etanol respektive metanol/DME där även spillenergin tas tillvara och som dessutom i sammanhanget är ekonomiskt försvarbar. Råvarutillgången för att producera reningsteknik och annan alternativ teknik är ett annat område som bör undersökas. Räcker råvarorna för tillverkning av katalysatorer, batterier, solceller, bränsleceller o dyl.? För bilbatterier har det visat sig vara tveksamt (Schlüter & Garcia, 1996). Slutna retursystem är nödvändigt. Användningen av biomassa inom transportsektorn kan dessutom sättas mot användning av biomassan inom andra områden i samhället. Frågan om var tillgänglig biomassa skall användas bestäms inte bara av energieffektivitet utan till stor del även av ekonomi och av andra samhällsfrågor som beredskapsskäl, jordbrukspolitik, energipolitik, mm, dvs frågor som hamnar utanför denna studies område.

Med säkerhet får vi i framtiden en situation med ett flertal olika drivmedel, både fossila och icke fossila, vid sidan av de drivmedel som används i dag, men med stora skillnader regionalt och mellan fordonsflottor. För storstäder kommer kraven på minskade luftföroreningar att tvinga fram drivmedel med mycket låga utsläppsvärden från fordonen (jämför Kaliforniens krav på emissionsfria fordon, sk Zero Emission Vehicles). För denna typ av fordon kommer inte kraven på minskade CO2-utsläpp och minskad resursanvändning att vara lika hårda som kraven på hälsovådliga emissioner. För transporter genom speciellt känsliga områden, som t. ex. genom alpområden o. dyl. kommer det att krävas fordon med mycket låga utsläpp av försurande emissioner. För långväga transporter framför allt i glest befolkade områden och på haven kommer dock kraven på minskad användning av naturresurser att vara dominerande över kraven på låga hälsovådliga emissioner. Vilken typ av drivmedel som väljs kommer att bero på regionens förutsättningar. I skogrika områden kommer troligtvis cellulosabaserade drivmedel att vara fördelaktigast, för städer med stora mängder organiskt avfall är biogas ett troligt alternativ medan solrika områden kanske satsar på solceller. För att i framtiden komma till rätta med problemen med växthuseffekt och ohållbar användning av ändliga resurser måste samtliga till buds stående alternativ beaktas och i största möjliga utsträckning utnyttjas. Detta kan bara ske med produktion i mindre skala och på en mer lokal nivå än vad vi ser i dag.

REFERENSER

Avellán et al, 1995, *Rapsolja för småskalig kraftvärme.*, Jordbrukstekniska institutet, JTI-Rapport nr 199.

Axenbom Å, 1991, *Halm som bränsle för framtida elproduktion - en sammanfattning av dagsläget.* Vattenfall bioenergi, utveckling och miljö 1991/44, Älvkarleby, 1991.

Ahlvik et al, 1996, *Avgasemissioner med alternativa Bränslen* MTC februari 1996.

Bergqvist, 1996, Personlig kommunikation med Volvo Lastvagnar, Bergkvist, Göran, 031-66 61 27.

Bernesson, Sven, 1993, *Studie av rapspressning och körning med en traktor med elsbettsmotor på Sjösa gård,* Sveriges lantbruksuniversitet, Inst medd nr 93:03, Uppsala 1993.

Blinge, 1993, *Energilogistik - Livscykelanalys av drivmedel,* Institutionen för Transportteknik, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.

Blinge, 1994, *Potential for biomass based motor fuels in Sweden and in the EC,* Meddelande 77, Institutionen för Transportteknik, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.

Blinge, 1996, *Jämförande analys av producerade rapporter kring livscykelanalyser av drivmedel,* Institutionen för Transportteknik, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.

Bucksch S & Månsson T, 1996, *Alternativa drivmedel och fordon i USA,* KFB-meddelande 1996:7, KFB, Stockholm

Brolin et. al., 1995, *Biogas som drivmedel till fordon,* KFB-rapport 1995:3, KFB, Stockholm

Böckman, O C, et al, 1991, *Landbruk og gjödsling,* Norsk Hydro, Oslo, 1991.

Celsius Materialteknik, *RME och diesel MK1,* Celsius Materialteknik AB, Linköping

De Luchi, 1992, *Emissions of Greenhouse Gases from the Use of Transportation Fuels and Electricity,* Center for transportation research Argonne National Laboratry, Argonne, Illinois, USA.

Dethlefsen U, 1997, Personlig kommunikation med Ulrika Dethlefsen, Vattenfall Energisystem AB, 08-739 55 88.

Ecotraffic AB, 1992, *Life of fuels - Motor fuels from source to end use,* Ecotraffic AB, Stockholm

Ecotraffic, 1996, Alternativa drivmedel - Introduktionsstrategi, traffic R&D, Eco/96/2092, Stockholm.

Edström Mats, 1990, *Energiinventering - System för lokal energiproduktion vid jordbruk*, E 1990:167, Institutionen för Mekanisk värmeteori och Kylteknik, KTH, Stockholm

Egebäck, 1996, Personlig kommunikation med Svensk Etanolutveckling AB, Underhandsdata ur KFB projekt om emissionsmätning på FF fordon (Taurus årsm. - 96), Egebäck, Karl Erik, 0155-282 444.

Environmental Resources Management, 1994, *The Life Cycles of ETBE (produced from bioethanol) and MTBE*, Reference 2357, London, UK.

Finnveden et al, 1994, *Livscykelanalys av etanol ur sorterat hushållsavfall*, IVL Rapport B 1168, Stockholm, Sweden

Fluck, RC Editor, 1992, *Energy for Farm Production*, Energy for World Agriculture, volyme 6, Elsevier, Amsterdam, 1992.

Furnander, Å, 1996, *Life Cycle Assessment of Dimethyl Ether as a Motor Fuel*, Examensarbete 96:12, Institutionen för Transportteknik, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.

Grant, Göran red, 1989, *Databok för driftsplanering, 1989*, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala, 1989.

Green, Maurice B, 1987, *Energy in Pesticide Manufacture, Distribution and Use*, Energy in World Agriculture, 2, Amsterdam, Oxford, New Yourk, Tokyo, 1987.

Helsel, Z, R, 1992, Energy and alternatives for fertilizer and pesticide use, Energy in farm production, vol, 6 in Energy in World Agriculture, Elsevier, New York, pp 117-201. 1992.

Johansson B, 1996, *Transportation fuels from Swedish biomass - environmental ans cost aspects*, Transportation research pp 47 - 62, Elciver Science Ltd, Exter, UK

Johansson B, 1996, *Biomassebaserade energibärare för transportsektorn*, KFB-rapport 1995:11, KFB, Stockholm

Johansson et al, 1993, *Renewable energy*, Earthscan Publication Ltd, London, UK

Jordbruksdepartementet, 1992, *Biobränslen för framtiden*, SOU 1992:91, Stockholm

Keiserås Bakkane K, 1994, *Life Cycle Data for Norwegian Oil and Gas*, Tapir Publishers, Norge

Kåberger T, Karlsson R, 1997, *Electricity from a Competitive Market in Life-Cycle Analysis*, Submitted to J. of Cleaner Production.

Lindfors L-G et al, *Nordic guidelines on Life-Cycle Assessment*, Nordic Council of Ministers, Nord 1995:20, Köpenhamn, 1995.

Mattsson P, 1996, Personlig kommunikation med Pontus Mattsson, Neste i Espo, Finland, Telefon: 009358-0-4507035.

NUTEK, 1995, *Energiläget 95 i siffror*, NUTEK förlag, 1995.

OK Raffinaderi AB, 1995, *Års- och miljörapport, År 1995*, Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, Miljövårdsavdelningen, 403 40 Göteborg.

Pick, E, Norén, O, Nielsen, V, 1989 *Energy Consumption and Input/Output Relations of Field Operations*, REUR Technical Series 10, Food and Agrigulture Organization or The United Nations, Rome, 1989.

Ryding, Sven-Olof et al, *Miljöanpassad produktutveckling*, Industrilitteratur, Stockholm, 1995.

Schlüter & Garcia, 1996, *Life-Cycle Assessment for batteries of Electric Vehicles*, Institutionen för Transportteknik, MoP Thesis 96:11, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg

SETAC, *Guidelines for Life Cycle Assessment. A "code of Practice"* - SETAC Europe and SETAC North America, Edition 1, 1993.

Shell Raffinaderi AB, 1995, *Miljörapport 1995*, Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, Miljövårdsavdelningen, 403 40 Göteborg.

Sieurin Jan, 1997, Personlig kommunikation, Miljökonsulterna, Nyköping

Skandinaviska Raffinaderi AB, 1995, *Miljö- och årsrapport för 1995*, Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, Miljövårdsavdelningen, 403 40 Göteborg.

Sonesson, Ulf, 1993, *Energianalyser av biobränslen från höstvete, raps och salix*, Sveriges lantbruksuniversitet, Rapport nr 174, Uppsala, 1993.

Statistiska centralbyrån, 1996, *Jordbruksstatistisk årsbok 1996, Yearbook of Agricultural Statistics*, Bulls Tryckeriaktiebolag, Halmstad, 1996.

Statoil, 1992, *Livslöpsanalyse av vanlig bensin og bensin med MTBE*, Trondheim, Norge

Svenska Petroleum Institutet, 1995, *Årsredogörelse 1 Januari - 31 December 1995*, Svenska Petroleum Institutet, Nybrogatan 11, 114 39 Stockholm.

Söderholm, 1996, Personlig kommunikation med Preem, Söderholm, Ann Charlotte, 08-450 11 71.

Tillman, A-M, Lundström, H, Svingby, M, 1996, *Livscykelanalys av alternativa avloppssystem i Bergssjön och Hamburgssund*, Chalmers tekniska högskola, Avdelningen för teknisk miljöplanering, Rapport 1996:1, Göteborg, 1996.

Tyson et. al., 1993, *Fuel Cycle Evaluation of Biomass Ethanol and reformulated Gasoline*,, NREL/TP-463-4950, National Renewable Energy Laboratory, Golden, Colorado, USA

Von Sievers & Zacchi, 1993, *A techno-economical comparison of three processes for the production of ethanol from wood*, Kemisk Apparatteknik, LTH, 1993.

Wall G, 1977, *Exergy- a useful concept*, Doktorsavhandling vid Institutionen för Fysisk Resursteori, Chalmers Tekniska Högskola.

Weidema, B P, Pedersen, R L, Drivsholm, T S, 1995, *Life Cycle Screening of Food Products - Two Examples and some Methodological Proposals*, Danish Academy of Technical Science.

Litteratursammanställning: alternativa bränslen för motorfordon-korrosionsfrågor

Johan Tidblad, Korrosionsinstitutet

Stockholm 1996

Corrosion effects of alternative automotive fuels.

A literature survey

J. Tidblad and V. Kucera

October 1996 - Draft

Contents

1 SAMMANFATTNING **2**

2 SUMMARY **4**

3 INTRODUCTION **7**

3.1 BACKGROUND TO THE REPORT 7
3.2 OBJECTIVES AND STRUCTURE OF THE REPORT 7

4 CORROSION EFFECTS **8**

4.1 OVERVIEW 8
4.1.1 Distribution system *8*
4.1.2 Vehicle *9*
4.1.3 Environment *10*
4.2 NOMENCLATURE 11
4.3 ALCOHOLS 12
4.3.1 Methanol *13*
4.3.2 Ethanol *15*
4.4 ETHERS 16
4.5 ALKANES 17
4.6 VEGETABLE OIL METHYL ESTERS 18

5 GAPS OF KNOWLEDGE **19**

6 CONCLUSIONS **21**

7 ACKNOWLEDGMENTS **21**

8 REFERENCES **22**

1 Sammanfattning

De senaste åren har alternativ till konventionella bränslen ånyo uppmärksammats. Miljöhot som växthuseffekten måste tas på allvar och en väg att minska utsläppen av framförallt koldioxid är att införa alternativa motorbränslen. Eftersom användningen av dessa bränslen troligtvis kommer att öka i framtiden är det av stor vikt att i tid kartlägga korrosionseffekter från ett brett spektrum av alternativa bränslen.

Denna rapport har som mål att kartlägga dagens kunskapsnivå vad gäller korrosion och nedbrytning av material till följd av användandet av alternativa bränslen. Intentionen är att identifiera problemområden och kunskapsluckor, snarare än att detaljerat beskriva nedbrytningsmekanismer. Alkoholerna i synnerhet har blivit översiktligt behandlade och mer detaljerad information finns att tillgå. Korrosionen begränsar sig inte enbart till fordonet och dess komponenter. Minst lika viktigt att kartlägga är inverkan på distributionssystem såväl som avgasernas korrosivitet. Däremot behandlas i denna rapport inte nedbrytning av själva bränslet. Att bränslet är stabilt och kompatibelt med övriga komponenter förutsätts. Rapporten är delvis tänkt att användas i en större utredning, "Miljödepartementets utredning Alternativa bränslen och blandbränslens miljöegenskaper (M1995:06)". I möjligaste mån har slutsatserna i rapporten anpassats till svenska förhållanden fastän den övervägande delen av literaturen behandlar övriga världen. I de fall korrosion orsakas av föroreningar och det svenska bränslet är renare än genomsnittet kan dock en överskattning av möjliga korrosionseffekter ha gjorts.

De alternativa bränsletyper som ingår i denna studie är alkoholer, etrar, alkaner och estrar av vegetabiliska oljor. I dessa grupper ingår metanol, etanol, metyl t-butyl eter (MTBE), etyl t-butyl eter (ETBE), komprimerad naturgas (CNG), förvätskad naturgas (LNG), biogas, förvätskad petroleumgas (LPG) samt raps-metyl-ester (RME).

Att bedöma korrosionseffekter i distributionskedjan och för fordonet är relativt rättframt eftersom resultat från skadefall och provning finns att tillgå. För materialpåverkan till följd av avgasutsläpp skall däremot en bedömning av en framtida situation göras och olika luftföroreningar måste ställas mot varandra. Korrosiva luftföroreningar är huvudsakligen svavelföreningar, kväveföroreningar inklusive reaktionsprodukter, partiklar, aldehyder och organiska syror. Svaveldioxid (SO_2) är den viktigaste svavelföreningen men vätesulfid (H_2S) ingår också. Det är allmänt känt att SO_2 är korrosiv för många material såsom metaller och stenar vilket påverkar livslängden för bl a byggnader och kulturminnesmärken, samt att detta har en stor ekonomisk betydelse. I kväveföroreningarna ingår kvävedioxid (NO_2) samt reaktionsprodukterna ozon (O_3) samt salpetersyra (HNO_3). Dessa har en korrosionseffekt men den är mindre än svavelföroreningarnas. Kväveföroreningarna har uppmärksammats på senare år eftersom halterna av SO_2 har minskat avsevärt i Sverige och andra industrialiserade länder. I sydöstra Asien däremot, fortsätter SO_2 att öka. Det är idag omöjligt att ranka aldehydernas och de organiska syrornas korrosivitet i förhållande till svavel- och kväveföroreningarnas eftersom de är relativt outforskade. Troligtvis är dock effekten mindre än svavelföroreningarnas.

Både metaller och polymerer är generellt känsliga för *alkoholer*, vare sig de är rena eller ingår i bensinblandningar. Genom lämpliga materialval kan dock problemen undvikas. I etanol kan oftast billigare material användas. Vissa material måste undvikas i metanol-bensinblandningar såsom magnesium, zink och oskyddat aluminium. Alkoholerna är hygroskopiska vilket är till en fördel ur korrosionssynpunkt på så sätt att distributionssystemets komponenter hålls torra. Däremot påverkas själva alkoholens korrosivitet med vatteninnehållet och, vilket är viktigare, risken för fasseparation ökar. För att kunna uppskatta de kostnader som är förknippade med utbyte av material måste en

inventering göras av dagens materialanvändning och den hastighet med vilken dessa material byts ut.

Korrosion i motorer kan orsakas av två olika typer av föroreningar, förbränningsprodukter och oönskade kontaminander. Korrosiviteten i *alkohol*-bensinblandningar varierar avsevärt med bränslets sammansättning, speciellt föroreningar som klorid, svavel och vatten och för att kunna förutsäga en blandnings korrosivitet är det nödvändigt att ange halten av dessa kontaminander. För metaller ökar ofta bränslets korrosivitet med ökande alkoholhalt men polymerer är speciellt känsliga för en blandning som innehåller 20-30% alkohol. För motorer är metanol mer korrosiv än etanol eftersom mer myrsyra bildas som förbränningsprodukt. Myrsyra kan angripa stål vid temperaturer under avgasernas daggpunkt. En av de viktigaste kontaminanderna är klorid som är känd för att bryta passivering och orsaka gropfrätning. Vattnets effekt i kombination med föroreningar är däremot komplicerad och kan, i alla fall på järn, både öka och minska korrosionen.

Alkoholernas inverkan på atmosfärens korrosivitet är jämförbar med eller lägre än konventionella bränslens och det gäller också direktutsläppen av aldehyder och organiska syror förutsatt att moderna katalysatorer används. Emissioner och spill av oförbränd alkohol är dock inte försumbar. Om det visar sig att atmosfärisk omvandling till aldehyd eller organisk syra är signifikant bör dessa ämnens atmosfäriska korrosionseffekter studeras mer då effekterna idag är relativt okända.

MTBE och *ETBE* görs delvis från etanol och metanol och kan med fördel blandas med bensin. Korrosionseffekterna är jämförbara med bensin vad gäller både metaller och polymerer och avgasemissionernas korrosionseffekter är jämförbara med alkoholernas.

Metan och *propan*, dvs CNG, LNG, och LPG resulterar alla i minskade avgasutsläpp och de data som finns tillgängliga pekar alla på att korrosionseffekterna är minimala för distributionssystemet, fordonet och omgivningen. Detta förutsätter att vatten ej kondenserar vilket uppnås genom att gasernas tryckvattendaggpunkt ej underskrids, samt att gaserna renas från H_2S. Biogas består till största delen av metan och har samma fördelar som de andra gaserna men innehåller däremot stora mängder H_2S (100-10000 ppm). H_2S är korrosiv och det är därför nödvändigt att samma renhetsgrad som för naturgas efterlevs (10-20 ppm), även vid småskalig tillverkning.

Vad gäller metaller är korrosionseffekterna för RME jämförbara med diesel. Om RME innehåller fosfor kan dock livslängden för katalysatorn förkortas. RME fungerar i vissa fall som ett lösningsmedel och angriper följaktligen vissa polymerer som kan ingå i dagens lacker och motordelar. Från atmosfärisk korrosionssynpunkt är RME jämförbar med diesel av miljöklass 1.

2 Summary

Alternatives to conventional petroleum based fuels has received renewed attention in the last years. Serious environmental concerns are global warming, smog, and similar pollution problems and one of the most promising ways to reduce pollution is through the use of alternative automotive fuels. One can expect that the use will increase during the years to come, in Sweden as well as in the rest of the world. It is possible that the use of alternative fuels becomes manifold, and it is therefore necessary to perform a broad evaluation of possible corrosion effects, beside other effects resulting from the use of different types of alternative fuels.

The aim of this report is to review the present state of knowledge on the effects of alternative fuels on the corrosion and degradation of materials. The intention is to identify potential problems and significant gaps of knowledge rather than being comprehensive and reviewing the details of corrosion mechanisms for the degradation of most materials in use. This is especially true for the effects of alcohols on various materials, which could be an area of further study. It is important to recognize that corrosion effects are not restricted to materials in the vehicle itself. Therefore, the distribution chain as well as consequences for atmospheric corrosion due to the changed pollutant situation are examined as well. Important to note is that degradation of the alternative fuel itself is not treated in this report, *i. e.*, instability/compatibility problems with other fuels or with oxidants. This is an important area that needs to be addressed elsewhere. This document is partly intended as one contribution to a larger official survey of alternative fuels, "Miljödepartementets utredning Alternativa bränslen och blandbränslens miljöegenskaper (M1995:06)". The conclusions have been adapted to Swedish conditions, whenever possible, even though the main part of the literature describes experiences from the rest of the world. This means that corrosion caused by contaminants may have been overestimated, in the cases when Swedish fuels are cleaner than average.

The alternative fuels that are investigated are divided into the sub-groups alcohols, ethers, alkanes, and vegetable oil methyl esters. The treatment is restricted to the alcohols methanol (M) and ethanol (E) and the corresponding ethers methyl t-butyl ether (MTBE) and ethyl t-butyl ether (ETBE). The alkanes include methane as compressed natural gas (CNG), liquefied natural gas (LNG), or biogas and propane as liquefied petroleum gas (LPG). The investigation of vegetable oil methyl ester (VME) or biodiesel has not been restricted to rape oil methyl ester (RME). Nevertheless, most of the available information concerns RME. Of the alternative fuels, alcohols are the most corrosive and also the most treated in the literature.

To review the effects of materials in the distribution chain and in the vehicle is relatively straightforward. The effects on various materials in the urban environment, however, is more subjective and the criteria needs to be declared. The main pollutants considered as corrosive agents are sulfur, nitrogen including secondary pollutants, particulates, and aldehydes and organic acids. Sulfur pollutants are mostly associated with sulfur dioxide (SO_2), but also with hydrogen sulfide (H_2S). It is well established that SO_2 enhances the corrosion of many materials, including various metals and calcareous stones, as well as the lifetime of historic and cultural monuments, and that this has a large economic and cultural impact. The effects of nitrogen pollutants are significant but, at comparable doses, less than the effects of sulfur pollutants. Nitrogen pollutants has during the last years received more attention due to the fact that the ambient SO_2 concentrations has decreased significantly in Sweden and in other industrialized countries whereas nitrogen dioxide (NO_2) and ozone (O_3) has been more constant. However, in Southeast Asia SO_2 continues to increase. To rank the effects of organic acids relative to those of sulfur and nitrogen pollutants is difficult but they are probably less than the effects of sulfur pollutants. It should be stressed, however, that very little is known of the atmospheric corrosion effects of organic acids, compared to the effects of sulfur and nitrogen pollutants.

Both metallic and nonmetallic materials in the fuel distribution, storage, and dispensing systems have the potential to develop problems when exposed to *alcohols*, either neat or in blends. However, the corrosion problems can be eliminated by appropriate choice of construction materials and lubricants. Ethanol testing often shows that less costly materials give acceptable results. Materials to avoid in methanol gasoline blends are magnesium, zinc and unprotected aluminum. Also, the fact that alcohols are hygroscopic keeps the distribution system dry and free from condensed water, which is beneficial from a corrosion point of view. On the other hand, the corrosivity of the alcohol itself is affected by the water content and, more importantly, the risk of phase separation increases. In order to estimate the corrosion effects and their practical consequences it is necessary to do an inventory of the distribution of materials in use today and, more important, the estimated rate of replacement with alcohol-compatible components.

Corrosion in *alcohol*-fueled engines can be caused by two different types of agents, those originating from the combustion products and unwanted contaminants. The corrosivity of alcohol blends varies considerable with the composition of the fuel, especially contaminants such as chloride, sulfur, and water. It is essential to specify levels of these contaminants in order to predict the corrosive behavior of a specific blend. For metals, blends with high alcohol content are most aggressive and for elastomers 20-30% alcohols is usually the most reactive blend. Burning methanol produces formic acid, which can cause steel corrosion at temperatures below the dew point of the exhaust gas and corrosion problems caused by methanol are most pronounced at lower engine temperatures. In engines, methanol is more aggressive than ethanol due to the formation of formic acid as a combustion product. Chloride is one of the most important contaminants due to its ability to break passivation and promote pitting. The effects of water in combination with contaminants is complicated, and can both increase and decrease the corrosion, at least on iron.

The impact on the corrosivity of the environment from the use of *alcohols* is comparable to or lower than that resulting from the use of conventional fuels, and that is also true for the production of aldehydes and organic acids, provided that modern catalysers are used. However, emissions and spillage of unburt alcohol are not negligible. If atmospheric transformations to aldehyde or organic acid could be significant it is important to investigate the detrimental effects of these pollutants since the effects are relatively unknown today.

MTBE and *ETBE* are potentially valuable blending stocks for gasoline and are made partly from methanol and ethanol, respectively. No increased corrosion of metals or deterioration of elestomers and plastics was observed in the alternative fuel blends, when compared to hydrocarbon-only fuels. Also, the emissions are comparable to those from alcohols. It seems therefore favorable, from a corrosion point of view, to use MTBE/ETBE made from methanol/ethanol instead of directly using methanol/ethanol as a low content blending component for gasoline.

Methane and *propane* as CNG, LNG, and LPG have roughly the same potential for reduced exhaust emissions. The data that exists indicate that the corrosion problems are less than for conventional fuels for the distribution system, use, and impact on environment. However, in the compression stage of water rich natural gas it is possible that water can condense, with resulting unexpected corrosion. It is therefore necessary not to fall below the dew point of the gas. Biogas consists mainly of methane and is therefore an adequate fuel for conventional internal combustion engines. However, the presence of hydrogen sulfide (H_2S), which is highly corrosive, in varying concentrations (100-10000 ppm) can introduce significant reliability and durability problems. Proposed standards for biogas will, however, demand cleaning so that the sulfur content is similar to that of CNG, approximately 20 ppm. It is essential that this standard is obeyed, even at small-scale production plants.

Generally, metal corrosion resulting from the use of *RME* seems to be similar to that of vehicles with diesel fuel. However, a high phosphorous content in RME can decrease the lifetime of modern catalytic converters. Biodiesel has to some extent solvent properties and certain elestomers develop a weakened structure. Biodiesel shows also solvent activity in contact with some paints. From the atmospheric corrosion point of view, it can be expected that the use of biodiesel will result in emissions with corrosivity similar to that of diesel#1.

3 Introduction

3.1 Background to the report

Alternatives to conventional petroleum based fuels has received renewed attention in the last years. Serious environmental concerns are global warming, smog, and similar pollution problems and one of the most promising ways to reduce especially emissions of carbon dioxide is through the use of alternative automotive fuels. One can expect that the use will increase during the years to come, in Sweden as well as in the rest of the world. It is known that methanol, which is one of the alternative fuels, can result in corrosion of metals and degradation of polymers. However, it is possible that the use of alternative fuels become manifold, and it is therefore necessary to do a systematic evaluation of possible corrosion effects resulting from the use of different types of alternative fuels. It is important to recognize that corrosion effects are not restricted to the vehicle itself. The distribution chain as well as consequences for atmospheric corrosion due to the changed pollutant situation, must be examined.

3.2 Objectives and structure of the report

The aim of this report is to review the present state of knowledge on the effects of alternative fuels on the corrosion and degradation of materials. The intention is to identify potential problems and significant gaps of knowledge rather than being comprehensive and reviewing the details of corrosion mechanisms for the degradation of most materials in use. This is especially true for the effects of alcohols on various materials, which could be an area of further study. Important to note is that degradation of the alternative fuel itself is not treated in this report, *i. e.*, instability/compatibility problems with other fuels or with oxidants, a subject that should be treated elsewhere. The document is partly intended as one contribution to a larger investigation of alternative fuels, "Miljödepartementets utredning Alternativa bränslen och blandbränslens miljöegenskaper (M1995:06)". The comclusions have been adapted to Swedish conditions, whenever possible, even though the main part of the literature describes experiences from the rest of the world. This means that corrosion caused by contaminants may have been overestimated, in the cases when Swedish fuels are cleaner than average.

Section 4 describes the corrosion effects. When reviewing these, it is possible to divide the material according to where in the chain of pre-use, use and post-use the corrosion occurs or according to type of alternative fuel. Both these approaches have been used, however, for different purposes. Section 4.1 contains a summary of sections 4.3-4.6 in which the different fuels are compared for the distribution system, the vehicle itself, and from the atmospheric corrosion perspective. Section 4.2 contains a summary of the nomenclature used for alternatives to gasoline. Sections 4.3-4.6 covers the individual fuels and is the part that contains most of the bibliographic references. The alcohols, section 4.3, covers the use of methanol and ethanol, as well as gasoline blends. The ethers, section 4.4, includes methyl t-butyl ether (MTBE) and ethyl t-butyl ether (ETBE) for oxygenation of gasoline. Alkanes (methane and propane), section 4.5, treats compressed natural gas (CNG), liquefied natural gas (LNG), Biogas, and liquefied petroleum gas (LPG). In section 4.6 vegetable oil methyl esters (VME) are described as alternative to diesel, mainly rape seed oil methyl ester (RME).

4 Corrosion effects

4.1 Overview

Table 1 shows a summary of the corrosion effects found. The contained information is not completely comprehensive and the text in this overview should be read as a complement. The overview has been divided into three sections, distribution system, vehicle, and environment, corresponding to corrosion effects before, during, and after the use of the fuel, respectively. When it comes to the amount of work done by others and, consequently, the amount of available corrosion related information, it decreases in the following order:

Vehicle > Distribution system > Environment [1]

It might be a surprise that the environment is ranked so low in this perspective. Even though the information of emission data is vast there is very little knowledge how a changed pollution situation in urban areas will affect the atmospheric corrosion of materials. The order presented in [1] is also most likely to be the order in which the corrosion problems are solved. There is a significant difference between the distribution system and the vehicle, on one hand, and the impact on the environment, on the other hand. The impact on distribution system and vehicle can be solved with time if only the present and future knowledge of how to select the proper materials are used by designers and engineers. The impact on the environment is more general and should receive more attention since a whole range of materials can be affected.

In each of the sections, the effects are related to those of conventional fuels, *i. e.*, gasoline or diesel, even though direct comparison may seem unfair due to the fact that materials in use today are developed to withstand gasoline/diesel (Alexandrin and Schwalm, 1992). The replacement of materials will most probably be continuos and take place over a long time-frame.

Table 1 Overview of identified factors contributing to corrosion effects. A + sign means that the factor is positive, *i.e.*, that reduced corrosion can be expected if this factor acted alone, compared to a corresponding fossil fuel, 0 means no effect, and - a negative effect.

	Distribution	Vehicle	Environment
Methanol	+ hygroscopic drying agent - metal corrosion - polymer degradation	- metal corrosion (formic acid) - polymer degradation	+ NO_x - formaldehyde and formic acid
Ethanol	+ hygroscopic drying agent - metal corrosion - polymer degradation	- metal corrosion - polymer degradation	+ NO_x - acetaldehyde and acetic acid
ETBE and MTBE	0 comparable to gasoline	0 comparable to gasoline	0
Methane and Propane	+ not corrosive - water must be removed - H_2S in biogas must be removed	+ not corrosive	+ NO_x, particles
RME and other VME's	- polymer degradation	- polymer degradation - catalyst degradation (phosphorous)	0 similar to diesel#1

4.1.1 Distribution system

Alcohols are the most corrosive of the alternative fuels and a tentative ranking for decreasing corrosivity would be

alcohols > ethers ≈ gasoline > alkanes [2]

and

vegetable oil methyl esters ≈ diesel [3]

A positive effect of the alcohols from a corrosion point of view is their hygroscopic property which means that they act as a drying agent and keeps tanks and pipes dry from condensed water. On the other hand, the corrosivity of the alcohol itself is affected by the water content and, more importantly, the risk of phase separation increases. Neither gasoline nor MTBE/ETBE have these properties (Laveskog, 1996).

For natural gas (CNG), water can condense with corrosion as a possible consequence. It is therefore necessary to avoid to fall below the dew point of the gas. Also, in the case of biogas, hydrogen sulfide is an aggressive corrosive agent which acts in its gaseous stage and needs to be removed at the plant.

All oil methyl esters, including rape seed oil methyl ester (RME), have solvent properties and fade or complete removal of some paints is possible.

Corrosion tests have been performed for many materials in alcohols and alcohol blends. When it comes to methanol, which is the most aggressive, a specific blend, "aggressive methanol", is often used, which contains added amounts of formic acid and chlorides. The corrosivity of such a blend is extremely sensitive to the concentrations of these additives. Since formic acid is a component formed in the combustion process, the relevance of such a test for materials used in the distribution system seems doubtful. Unprotected aluminum, magnesium and zinc are, however, very sensitive to pure methanol and should be avoided completely in the distribution system. As an example, magnesium as a sacrificial anode should be avoided. The limited information available suggests that anodized aluminum could work but the data are inconclusive. If more corrosion tests should be performed it is essential that the compositions of possible alternative fuels are specified, including contaminants and water content. As for RME, spill from fuel filling may cause fading of paints. Swelling of polymeric hoses can be a problem but polyethylene seems to be a promising material.

4.1.2 Vehicle

The vehicle can be divided in several parts, including engine fuel tank, exhaust system, and main body. The order that was specified in [2] and [3] is still valid for the vehicle but different specific problems deserves to be mentioned.

For methane and propane there are very few corrosion problems mentioned. At certain conversions, high exhaust temperature might increase corrosion but with appropriate choice of material this should be no problem.

Modern catalysers should not be degraded by the use of alternative fuels unless they contain more sulfur or phosphorous than conventional fuels. The phosphorous content could pose a problem for RME.

When it comes to alcohols, both metallic and nonmetallic materials have the potential to develop problems but thanks to the extensive testing in this area, these can often be eliminated by appropriate choice of materials.

4.1.3 Environment

The consequences for atmospheric corrosion is difficult to estimate. The reason is that the most important effects often are synergistic (Tidblad and Kucera, 1996). Consequently, if a new pollutant situation arises as a consequence of the use of alternative fuels new combinations of pollutants may become important. More research is needed in this area, especially concerning the effects of organic acids, both alone and in combination with other parameters.

Nevertheless, it is possible with today's knowledge to rank the alternative fuels with respect to possible atmospheric corrosion effects. This ranking will be based on the assumption that no new synergistic effects is at hand and the main pollutants considered will be sulfur pollutants, nitrogen pollutants including ozone formation, particulates and aldehydes/organic acids. These four categories and their corrosion effects will be shortly described and then the different fuels will be compared, based on available emission data.

Sulfur pollutants are mostly associated with sulfur dioxide (SO_2). SO_2 is the most investigated of the gaseous pollutants when it comes to corrosivity in the atmosphere. It is well established that SO_2 enhances the corrosion of many materials, including various metals and calcareous stones, affects the lifetime of historic and cultural monuments, and that this has a large economic and cultural impact. SO_2 can also be oxidized in the atmosphere to sulfur containing particulates such as ammonium sulfate, which enhances the atmospheric corrosion by its hygroscopicity and sulfur content.

The effects of nitrogen pollutants are significant but, at comparable doses, less than the effects of sulfur pollutants. Nitrogen pollutants has during the last years received more attention due to the fact that the ambient SO_2 concentrations has decreased significantly in Sweden and other industrialized countries whereas nitrogen dioxide (NO_2) and ozone (O_3) has been more constant. However, in southeast Asia SO_2 continues to increase. From atmospheric chemistry arguments these pollutants are considered as a whole complex and the emissions of nitrogen pollutants as well as VOCs are to be treated as indirectly responsible for the atmospheric corrosion effects of NO_2 and O_3, and their reaction products. Both NO_2 and O_3 have been shown to increase the detrimental effect of SO_2 in the laboratory and it is well established that O_3 is aggressive towards elastomers. Furthermore, recent concern has been raised for the secondary pollutant HNO_3, a reaction products of NO_2 and O_3, which can be detrimental to many materials.

To rank the corrosive effects of organic acids relative to those of sulfur and nitrogen pollutants is difficult but they are probably less than the effects of sulfur pollutants. The aldehydes and organic acids formic acid (HCOOH) and acetic acid (CH_3COOH) are potential corrosive agents, as all acids are. However, they are weaker acids and can be expected to be less corrosive than sulfuric acid. However, there is the possibility of specific chemical interactions for some materials. Zinc can be particularly sensitive to organic acids (Persson, 1996), but other metals, as well as stones could also be attacked. Compared to the effects of sulfur and nitrogen pollutants, very little is known of the atmospheric corrosion effects of aldehydes, organic acids, and their atmospheric reaction products.

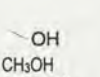
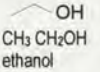
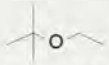
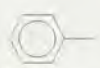
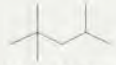
Biodiesel is practically sulfur free but so is diesel#1. The NO_x emissions are higher for RME than for conventional diesel fuel but particulate emissions are lower (Ahlvik *et al.*, 1996). Based on this, and the corrosivity of the different pollutants, it can be expected that the use of biodiesel will contribute in a similar way to atmospheric corrosion, compared to conventional diesel.

All alternatives to gasoline causes similar emissions of nitrogen pollutants and it is expected that these will decrease with time as stricter legislation's come into effect. When it comes to aldehydes and organic acids, all alternative fuels have emissions similar to that of conventional gasoline and that is also true for the alcohols, provided that modern catalysers are used. If the engine is not adapted to the fuel there is a great risk of increasing the aldehyde emissions (Egebäck and Pettersson, 1996). However, emissions and spillage of unburt alcohol are not negligible. If atmospheric transformations to aldehyde or organic acid could be significant it is important to investigate the detrimental effects of these pollutants. To what extent this increases the atmospheric corrosion compared to the beneficial effect of reduced sulfur emissions is not possible to say with today's knowledge. The effect could be both smaller and larger and the uncertainties include both to estimate new pollution levels as well as quantifying the corrosive effect of the organic acids on different materials.

4.2 Nomenclature

This section is intended as a reminder of the basic nomenclature related to the alcohols and as a description of the various fuels normally used for corrosion testing in gasoline-alcohol blends. Table 2 shows the trivial name and formula of the compounds discussed.

Table 2 Trivial names and structural formulas of selected compounds.

 CH_3OH methanol	H_2CO formaldehyde	HCOOH formic acid	$(CH_3)_3COCH_3$ methyl t-butyl ether
 CH_3CH_2OH ethanol	CH_3CHO acetaldehyde	CH_3COOH acetic acid	 $(CH_3)_3COCH_2CH_3$ ethyl t-butyl ether
 $C_6H_5CH_3$ toluene	 $(CH_3)_3CCH_2CH(CH_3)_2$ iso-octane		$(CH_3)_2CCH_2$ iso-butylene

The alcohols methanol and ethanol are abbreviated M and E, respectively. The corresponding oxidation products aldehydes (formaldehyde and acetaldehyde) and, furthermore, organic acids (formic acid and acetic acid) are formed to varying degrees in the combustion process. Formic acid is the most corrosive of these species. When testing materials it is therefore necessary to include these components. Aggressive methanol (MA) is a standardized mixture of methanol, 0.1 % distilled water, 3 ppm NaCl and 60 ppm formic acid. ASTM gasoline fuel C is a form of gasoline that often is used in corrosion testing. It consist of equal parts of toluene and iso-octane. Iso-octane is used to define the octane number, *i. e.*, if a gasoline burns as well as iso-octane in an engine it has octane number 100. The addition of an autooxidizer, such as t-butyl hydroxyperoxide, is often indicated with a P. As an example, a common testing fuel is CM85AP (85% aggressive methanol+15% ASTM gasoline C+autooxidizer) which should be used for the accelerated corrosion testing of powder metallurgy austenitic stainless steels (Lall and Klar, 1993).

Methyl tertiary-butyl ether (MTBE) and ethyl tertiary-butyl ether (ETBE) are made from isobutylene (2-methylpropene) and the corresponding alcohol. Both are potentially valuable blending stocks for gasoline.

4.3 Alcohols

The main alcohols used as alternative fuels are methanol and ethanol. With regard to corrosion, the general mechanisms are similar and are described shortly below. The behavior for individual materials are, however, different and will be treated separately in sections 4.3.1-2, where the experiences are divided into field (on-road) experiences and laboratory exposures. It is possible to make a more detailed analysis of different materials and their corrosion resistance in alcohols based on the available corrosion literature (DECHEMA, 1990 and 1991). However the effort at this stage has been to collect practical experiences and identify possible problem areas, not to make a comprehensive review of all available literature.

Both metallic and nonmetallic materials in the fuel distribution, storage, and dispensing systems have the potential to develop problems when exposed to alcohols, either neat or in blends. However, the many differences between alcohols and conventional petroleum-based fuels have guided efforts to develop alcohol-compatible motor vehicles, where the corrosion problems have been eliminated or improved by appropriate choice of construction materials and lubricants (Black, 1991). In the case of a phase separation, there are corrosion inhibitors available that selectively dissolves in the alcohol-water phase (Laveskog, 1996).

Corrosion in alcohol-fueled engines can be caused by two different types of agents, those originating from the combustion products and unwanted contaminants. Formic acid (HCOOH) is the most important constituent of the combustion residues, from the corrosion point of view. Of the contaminants, chloride is one of the most important. The main problems are often related to the formation of corrosion products which can dissolve in one part of the engine and precipitate in another part. In addition, cavitation can be induced by traces of corrosion products in the engine system (Richert *et al.*, 1990).

In the development of flexible fuel vehicles (FFVs) it is essential that every component is tested with worst case fuel, including the proper impurity levels. Metals should be tested with high alcohol content and for elastomers a 20-30% alcohol content fuel is usually the most reactive blend (Cowart *et al.*, 1995).

Several investigations has shown that engine corrosion occurs principally in the upper cylinder bore and ring areas. The prevailing theory is that the corrosion is caused by the combustion products that form on the cylinder walls when liquid alcohols, deposited on the walls, evaporate and burn, mainly formic acid. This explains why methanol-fueled engines experience significantly more corrosion than those fueled with ethanol since it is well known that formaldehyde (H_2CO) is formed readily as an intermediate in the oxidation of methanol and that it is formed to a lesser extent in the oxidation of the higher alcohols. Also, at a specific temperature the amount of combustion residues decreases in the order methanol > ethanol > isopropanol. If the temperature is above the residue threshold temperature, which is 59 °C for neat methanol and 50 °C for neat ethanol, there is no measurable amount of combustion residue (Naegeli, 1989).

Contaminant levels, *i.e.* chloride, particulates, acidity, sulfur, and water must be specified for alcohol fuels. Of the soluble contaminants, chloride is one of the most important due to its ability to break passivation and promote pitting. Of the insoluble contaminants, aluminum hydroxide gel is

responsible for fuel filter plugging. The vehicle fuel system is not the source of the aluminum contaminants. Instead, nozzles and other aluminum components of the service station fuel dispensing system are the principle source (Brinkman *et al.*, 1994). Alcohol fuel blends are very demanding on injectors and test fuel impurity levels, particularly chloride ion content, are important to achieve good correlation with field results (Cowart *et al.*, 1995).

4.3.1 Methanol

Methanol, CH_3OH, is a colorless liquid with boiling point 65 °C and density 0.79 g/cm^3. Disadvantages includes poor cold starting. The fact that methanol burns with an almost non-luminous flame in daylight also raises a concern related to safety in an accident. A 85% methanol-15% unleaded gasoline blend (M85) is often used because it eliminates the cold start problem and restrain the fuel tank vapor from being in the explosive range above 10 °C. Material problems is a major concern when using methanol as an alternative automotive fuel (Gordon and Austin, 1992).

Methanol dispensing systems continue to be a major drawback to the smooth adaption of M100 and M85 as alternative fuels. The source of the problem lies in the attempt to adapt existing gasoline fuel dispensing systems to the handling of methanol rich fuels, instead of the development of a dedicated dispensing system for methanol blended fuels alone. The ability of the pump manufacturers to put a handle on the methanol compatibility issue is part of the problem. When requested to produce evidence of the compatibility of their product, a long list of test results based on immersion of each of the wetted components of the pump in M100 is provided as adequate proof of performance. M85 is a completely different liquid matrice and, more importantly, the individual components have to operate together in methanol, with its unique ion transfer properties (Fernandes and Johnson, 1992). Bathes of technical grade methanol can be contaminated by chloride in solvent residues, left behind after washing of drums for shipment (Otto *et al.*, 1986).

Burning methanol produces formic acid, which can cause steel corrosion at temperatures below the dew point of the exhaust gas and corrosion problems caused by methanol are most pronounced at lower engine temperatures. Other parameters have a corrosion effect as well, such as corrosion enhancement by small concentrations of peroxide or organic chlorides or corrosion inhibition by hydrocarbon cofuels or lubricant films. Traces of peroxide can be found in methanol combustion products together with formaldehyde and formic acid. Acids produced during fuel combustion are neutralized by certain oil additives but corrosion protection changes greatly with oil formulation (Otto *et al.*, 1986). For typical M85 (<85% methanol) gasoline blend fuels, conductivity will be the controlling factor in the electrolytic corrosion, *i.e.*, for electrically powered parts like fuel pumps, and may be the controlling factor for bimetallic and "free" corrosion. Addition of 2 ppm chloride ion to M85 causes severe problems in methanol-compatible fuel systems (Brinkman *et al.*, 1994).

Fuel filter plugging caused by aluminum contaminants has been the most serious service problem experienced by GM's M85 variable fuel vehicles (Brinkman *et al.*, 1994). Fuel injector failures have been fairly common in Detriot Diesel Corporation (DDC) methanol engines, prior to the introduction of titanium nitride coated injectors (Hemsley *et al.*, 1995). In a teardown analysis of 6 Otto-type vehicles run on M85 fuel it was concluded that fuel-related countermeasures were needed only for the fuel level gauge, the fuel injector and the fuel pump (Niwa and Inoue, 1995). Results from a 36-month demonstration of six M100-powered transit buses revealed that the initial concern, of increased tire and break wear due to the methanol buses' increased weight, appear to be unfounded. However, there is an overall increase in maintenance costs of at least 57%, compared to diesel buses. Items that were replaced more frequently on the methanol buses' include batteries, fuel injectors, fuel filters, and catalytic converters (Kaskavaltzis *et al.*, 1994). Use of E15, M15, E90 and M90 in Finland revealed that the higher content alcohol fuels had more corrosion problems,

especially with aluminum details, and that methanol was more corrosive than ethanol. The only fuel without any significant problems was E15 (Nylund, 1996).

The best corrosion resistance of the steels tested in CM15AP was exhibited by the 304LSC and 316LSC grades of austenitic stainless steels (Lall and Klar, 1993). The corrosion of carbon steel in M85A is surprisingly slow. Both the ferritic and austenitic stainless steels perform exclusively well in both the M15A and the M85A tests. Carbon steel can be protected with tin, electroless nickel, or certain proprietary organics in the absence of coating porosity or other coating discontinuance's (Lash, 1993). Of eight test series, the electroless nickel coatings over steel demonstrated the best performance in ASTM test fuels C, M100, CM15A, CM15AP, CM85, and CM85AP (Wing and Evarts, 1993). However, clean and dry methanol has no visible corrosion effect on carbon steel (Laveskog, 1996).

Laboratory (factorial design) experiments confirm the aggressiveness of chloride, sulfate, and acidity to pure iron in methanol. The effects of water in combination with contaminants is complicated, and can both increase and decrease the corrosion. Increasing the water content from less than 0.06 wt% to 0.5 wt% showed no effect. Increasing the water content of methanol containing either sulfuric acid, chloride or sulfate alone resulted in a decreased corrosion rate. However, increasing the water content of methanol containing both sulfuric acid and sulfate resulted in an increase in the corrosion rate (Brossia and Kelly, 1993).

Aluminum can be protected with a nickel coating in M85A but not in phase separated M15A. Protection of aluminum by anodizing depends on the alloy. Anodized alloys 319 and 356 performed reasonably well (Lash, 1993). Of eight test series, the nickel coating over aluminum and anodized aluminum demonstrated the best performance in ASTM test fuels C, M100, CM15A, CM15AP, CM85, and CM85AP (Wing and Evarts, 1993).

Terne (8% tin-lead alloy) coating for fuel tanks need to be replaced according to the Lead Reduction Act and hot-dip tin coating was evaluated for use in flexible fuel tanks, *i. e.* tanks designed for fuel blends ranging from 100% gasoline to an 85% methanol-gasoline blend. Performance in solutions of pure gasoline and low percentage methanol blends at ambient temperature and 60 °C was excellent but in high-temperature testing in high methanol fuel blends, coating etching was seen, related to the added contaminants of formic acid and chlorides. Regarding exterior atmospheric corrosion protection, tin coatings could be expected to perform similar to terne coated sheet (Davis *et al.*, 1993). In similar experiments, the best alternatives to terne was concluded to be an electroplated zinc-nickel with an aluminum-rich epoxy paint followed by prepainted galvanneal coated steels. The hot-dip tin coating was not tested (Hahn, 1993).

Methanol behaves as an acid when it reacts with magnesium to form magnesium methylate (methoxide):

$$Mg + 2CH_3OH \rightarrow Mg(OCH_3)_2 + H_2$$

Corrosion tests were performed in water/methanol/gasoline mixtures and the corrosion attack was typically in the form of intense pitting. Destructive corrosion of magnesium is effectively inhibited by low concentrations of water in the fuel. However, the type of aqueous corrosion in which there is a separate water phase containing corrosive agents must be distinguished and was not investigated (Hawke, 1986).

Fuel tanks made of polyethylene, and possibly also polypropylene, are suitable for methanol but has to be specially treated for use with methanol-gasoline blends to aviod vapour penetration (Laveskog, 1996). CM10, CM15, CM20, and CM85 were used to test polybutylene terephthalate (PBT) and

polyethylene terephtalate (PET) polyester, acetals, nylon 1212 and other nylons, fluoropolymers and fluoroelestomers. In fuel sender systems, acetals provide an outstanding combination of toughness and property retention. For fuel line applications, higher nylons, such as nylon 1212, combine cost-effectiveness with a balance of properties, PTFE resins offer exceptional chemical resistance and FKM fluoroelestomers can be used when flexibility is critical (Schindewolf and Currie, 1990). Conventional gasoline fuel filters use epoxy adhesive, based on aliphatic amine hardener, to adhere the filter element to metallic components inside the fuel filter. The epoxy adhesive swells and cracks as the hydroxide group in the adhesive combines with the methanol fuel, with loss of filtration performance and system malfunctions. A PVC adhesive has been developed with superior performance. Slight degradation was detected, however, and a small amount of chlorine was released (Ichihara *et al.*, 1993).

Materials to avoid in M15A and M85A fuel systems include magnesium and terne especially, bare aluminum, brass, zinc, zinc alloys, cadmium, some of the commercial organics, and bare steel in M15A (Lash, 1993).

4.3.2 Ethanol

Ethanol, C_2H_5OH, is a colorless liquid with boiling point 78 °C and density 0.79 g/cm^3 (Gordon and Austin, 1992).

For typical E_d85 (<85% denaturated ethanol) gasoline blend fuels, conductivity will be the controlling factor in the electrolytic corrosion, *i.e.*, for electrically powered parts like fuel pumps, and may be the controlling factor for bimetallic and free corrosion (Brinkman *et al.*, 1994).

In Sweden, the bus company Stockholm Transport (SL) started a project in 1989 involving 2 Scania buses using E95. Today, the fleet consists of 130 buses in Stockholm and also buses in other Swedish cities such as Norrköping and Örnsköldsvik (Stenbäck, 1996). Initially, the corrosion problems were in some cases substantial but has now been solved, due to the replacement of critical parts over the years. The fuel tanks were initially made of carbon steel which were severely corroded. These were replaced with stainless steel and new tanks are now made of a polymeric material. Deposits were present on the fuel injectors initially used. These had to be replaced and also the injector delivery pipes. The replacement of the ignition improver also resulted in less fuel injectors corrosion and deposits at the fuel filter. This has also diminished the problem of "smelling ecetic acid" from exhaust gases, which was observed with the introduction of ethanol buses (Wigrén, 1996). The experiences with the buses in Sweden shows thus that the use of ethanol may cause certain corrosion problems with standard vehicles but that replacement materials and technical solutions are available.

There was no evidence of significant differences in engine corrosion, oil or material compatibility between two identically equipped 1994 Geo Metros used in a comparative test of E95 and 87 pump octane number lead free gasoline. A slight stiffening of rubber fuel lines was noted in the ethanol vehicle. That vehicle had less deposits on the intake valve and in the combustion chamber area (Jones *et al.*, 1995). Regina Transit, Canada, has operated two ethanol fueled buses since March 1991. The service history has been very satisfactory, with few problems of any consequence. Some black discoloration has been observed in the fuel, most probably originating from the interior of the fuel station dispensing hose, but vehicle operation does not seem to be affected (King and Prakash, 1992). When a *Briggs and Stratton* 8hp engine was run on ethanol the tygon fuel line became severely discolored at the fuel entrance. The carburetor materials were unaffected but the exhaust valve/sparc plug electrode showed a light brown combustion deposit. Also, a corrosion test conducted by 3 months soaking in ethanol included several common fuel delivery materials. Viton,

cork carburetor gasket and PVC plastic were unaffected, the neoprene carburetor seal and fuel line showed some surface deterioration while the gasket paper became brittle (Alexandrin and Schwalm, 1992).

The effect of gasohol (gasoline-ethanol-water system) on steel was examined. The wear rate of the steel increased with a decrease in sliding speed, particularly in gasohol containing hygroscopic water. The highest corrosivity is found in gasohol containing 20 vol% ethanol and small amounts of dissolved water (Yahagi and Mizutani, 1984).

Fuel lines and rails usually require an upgrade and stainless steel or glass filled poly phenylene sulfide (PPS) resin have demonstrated compatibility in harsh environments. Testing in ethanol often shows that less costly materials that what would be required for methanol give acceptable results. O-rings for sealing can be made of high fluorine content fluoroelestomers, which have a demonstrated compatibility with alcohol fuels under varying conditions (Cowart *et al.*, 1995).

4.4 Ethers

Ethyl tertiary-butyl ether (ETBE) is a potentially valuable blending stock for gasoline. In the U. S., tax incentives have been created to increase it's economic viability because it can be produced from isobutylene and agriculturally based ethanol. It could be expected that ETBE forms peroxides when stored but tentative data suggests that peroxide formation is not a problem (Shiblom *et al.*, 1990).

Gasoline containing 4.5 vol% methanol and 4.5 vol% gasoline-grade methyl tertiary butyl ether (MTBE), as well as other ethanol and methanol blends with a maximum methanol/ethanol content of 10 vol%, was used in vehicles from on-the-road use over several years. Each vehicle spent half of its time on base fuel and the other half on one of a variety of test fuels, which is thought to closely represent actual customer use. At the end of the testing period (21000-85000 miles, depending on car), each vehicle had its entire fuel system parts removed for inspection. The carburetors were disassembled, fuel lines, both metal and rubber were inspected, fuel tanks were cut in half so that the terneplate on the inside of the tank could be visually inspected, and fuel pumps were disassembled. No increased corrosion of metals or deterioration of elestomers and plastics was observed in the alternative fuel blends, when compared to hydrocarbon-only fuels (Miller *et al.*, 1985).

In the development of a method for determining corrosivity, steel, copper, bronze, brass, and lead were tested in gasoline with and without additions MTBE. Both the commercial gasoline and the gasoline containing MTBE produced almost no metal corrosion (Lebedev *et al.*, 1986).

Compared to ethanol, MTBE and ASTM fuel C, no considerable detrimental effects were seen in ETBE due to corrosion of typical materials found in fuel systems or swelling of polymeric and elastomeric parts (Shiblom *et al.*, 1990). Note, however, that weight changes, not corrosion rates, were used for evaluation of corrosion attack. This means that the data can be inconclusive if different corrosion products are formed, depending on the fuel type.

4.5 Alkanes

The alkanes include methane ,CH_4, as compressed natural gas (CNG), liquefied natural gas (LNG) and biogas, and propane, CH_3-CH_2-CH_3, as liquefied petroleum gas (LPG). The corrosion problems related to distribution are limited. However, in the compression stage of CNG it is possible that water can condense, which can be a source for unexpected corrosion (Nylund, 1996). This should not pose a problem since it with today's knowledge is possible to ensure that the gas does not fall below the dew point.

Very little data are currently available regarding the CNG on engine durability. The data that exists indicate that the corrosion problems are less than for conventional fuels except for the case when higher exhaust temperatures increase the exhaust valve seats corrosion. However, it is possible to overcome this problem using new materials for seats and valves (Unich *et al.*, 1993).

CNG, LNG and LPG have roughly the same potential for reduced exhaust emissions (Nylund and Kytö, 1993). Consequently, no increased atmospheric corrosion resulting from the use of these fuels is anticipated.

Biogas consists mainly of methane and is therefore an adequate fuel for conventional internal combustion engines. However, the presence of hydrogen sulfide (H_2S) in varying concentrations

(100-10000 ppm) can introduce significant reliability and durability problems for distribution, vehicle and environment if the gas is not properly cleaned. H_2S gas is highly corrosive and blow-by of unburnt charge past the piston rings and valve guides with the corrosion of vital engine components can cause an engine failure. Despite the H_2S problem, economic features have essentially dictated that most current biogas combined heat and power (CHP) installations are based on adapted models of conventional four-stroke liquid fuel burning engines, running on untreated biogas. An alternative CHP application with good tolerance is described, where the crankshaft assembly was not being exposed to significant H_2S levels (Doherty *et al.*, 1993). With modern cleaning stations H_2S should not be a problem for alkane based fuels but it is essential that a high cleaning-standard is applied even to small-scale manufacturing units to avoid an H_2S problem (Laveskog, 1996).

4.6 Vegetable oil methyl esters

Whereas alcohol can be used in modified sparc ignition or diesel engines, vegetable oils are suitable for direct use only in diesel engines (Hohl, 1995). VME or Biodiesel is the mono alkyl esters of long chain fatty acids derived from renewable lipid resources. Numerous feedstocks for biodiesel exist with which methyl esters may be produced, including rape seed, tallow, soybean, canola, peanut, sunflower, cottonseed, safflower, coconut, palm, and used cooking oils (Reece and Peterson, 1995). Experience have shown that as far as combustion is concerned, one of the best ways to utilize alcohol in a diesel fuel is to combine it with a vegetable oil to make the corresponding ester of the vegetable oil. The most commonly used ester is methyl ester ($-COOCH_3$), made by combining the vegetable oil with methanol (Scholl and Sorenson, 1993). Even today, after a decade of research and development with esterified fuels there is the misconception by the general public that the engine failure and excessive injector coking originally reported with raw vegetable oil has not been solved (Reece and Peterson, 1995).

Biodiesel shows solvent activity when it is poured on some paints. While simple resin-paints are dissolved over time, 2-component epoxy resins and 2-component polyurethane paints can be used for safe coating. (Korbitz W., 1995). A fleet test was carried out by the Australian Armed Forces concerning the practical application of RME (rape oil methyl ester) and UOME (used cooking oil methyl ester). Aggressive reactions on military equipment such as clothing, tents, awnings, were not found (Hohl, 1995). At the present time, methyl ester/diesel fuel blends are not deemed to be a viable mass transit "transition fuel" for Los Angeles basin and California conditions. This is partly based on the fact that materials used in fuel transfer (e. g. hoses) exhibited SME (canola oil methyl ester) incompatibility signs (Spateru and Romig, 1995).

Generally, engine corrosion seems to be similar to that of vehicles with diesel fuel (Reece and Peterson, 1995). Limited engine durability testing showed no unacceptable engine corrosion with SME (Spateru and Romig, 1995). However, pure RME is seen to produce a light etching of polished steel and iron (Laveskog, 1996). Engines and injection pumps of two different military trucks were dismantled after an operating duration of 40000 km and no significant difference between RME and diesel fuel could be observed regarding coking and corrosion behavior. As the cold filter plugging point of RME results in early plugging of the fuel filter at low ambient temperatures, restricted driveability has to be expected (Hohl, 1995). Phosphorous and sulfur are the principal agents for decreasing the lifetime of the modern catalytic converter. The low sulfur content of biodiesel is an important asset, however, today's low sulfur content diesel#1 and the phosphorous content of RME may actually result in a decrease of the lifetime when using RME, compared to diesel. Presently and based on a rather limited trial data so far a low iodine value is recommended since higher values could result in polymerization when traces of fuel are moving

down the cylinder into the motor-oil during the combustion process, which could damage the engine. This low iodine level is met by e. g. RME. Biodiesel has to some extent solvent properties and certain elestomers, such as nitrile-rubber and styrol-rubber develop a weakened structure. It is recommended to check carefully the rubber materials used in a vehicle and to exchange not suitable parts to fluor-rubber materials, e. g. "Viton A", which show sufficient resistance to biodiesels's solvent properties (Korbitz W., 1995).

The practically sulfur-free biodiesel causes substantial reductions of SO_x exhaust emissions as one key advantage to fossil diesel of standard European quality (Korbitz W., 1995). Both RME and UOME have significantly lower sulfur content, compared to delivery instructions for diesel oil in the Australian Military (Hohl, 1995). However, diesel#1, which is used in Sweden, has a lower sulfur content. SME ad CME (canola oil methyl ester)/diesel blends emit greater amounts of NO_x than diesel alone (Spateru and Romig, 1995).

5 Gaps of knowledge

Very little research has been done on the corrosive effect of alternative fuels, except the alcohols. The main reason for this can be that few problems have arisen with the practical use of these fuels (ethers, alkanes, and vegetable oil methyl esters). The remaining gaps of knowledge all concerns alcohols. It should be noted that the results from this report are based from information available in the literature and, to a limited extent, from personal communications. The present survey is mainly based on data published in the literature. If a large scale use of certain alternative fuels would be considered in Sweden an inventory of practical corrosion and materials experience available, especially in other countries, is recommended.

Alcohols have received considerable attention as alternative fuels and their corrosivity is well established. It is often the presence of small amounts of contaminants that are responsible for the corrosion and it absolutely essential to specify the levels of these. Alcohols are hygroscopic and the water content is an important factor for the corrosivity but the effect is complicated and needs further studies. It is important to distinguish the effect of water content in alcohol and the effect of water as a separate phase.

More testing is needed for materials that are intended to be used in the distribution chain but it would be premature to perform such testing before contaminant levels in the fuels have been standardized. Also, an inventory of the materials in use today as well as the expected rate of replacement is essential information if a detailed impact analysis on the distribution system should be made. With today's knowledge it is possible to construct a vehicle that can be run on alcohol without significant corrosion problems. Very little is known about the corrosivity of aldehydes and organic acids. Consequences to construction materials and historical monuments should be investigated further, if an increased use of alcohols could significantly increase the levels of these pollutants in the urban area.

6 Conclusions

With the introduction of alternative fuels new corrosion problems can be expected, which are given below, but these are generally small except for the alcohols. The corrosion problems associated with alcohols can be eliminated by proper choice of construction materials. Less costly materials give often acceptable results in ethanol, compared to those required for methanol.

The corrosivity of alcohol blends varies considerable with the composition of the fuel, especially contaminants such as chloride, sulfur, and water. It is essential to specify levels of these contaminants in order to predict the corrosive behavior of a specific blend. For metals, blends with high alcohol contents are most aggressive and for elastomers 20-30% alcohol is usually the most reactive blend. In engines, methanol is more aggressive than ethanol due to the formation of formic acid as a combustion product. The impact on the corrosivity of the environment is comparable to or lower than that resulting from the use of conventional fuels, and that is also true for the production of aldehydes and organic acids, provided that modern catalysers are used. However, emissions and spillage of unburt alcohol are not negligible. If atmospheric transformations to aldehyde or organic acid could be significant it is important to investigate the detrimental effects of these pollutants since the effects are relatively unknown today.

Ethers, mainly MTBE and ETBE, can be blended into standard gasoline to a oxygen content of approximately 3 wt%. No increased deterioration as a result of this action can be anticipated. The emissions are comparable to those from alcohols. As an additive to gasoline in this concentration range it is better from a corrosion point of view to make an ether of the corresponding alcohol before blending.

The data that exists for methane and propane indicate that the corrosion problems are less than for conventional fuels for the distribution system, use, and impact on environment. The only potential corrosion problem with compressed natural gas is if water condenses but that can be avoided by not letting the gas fall below the dew point. Biogas is similar to natural gas except that the H_2S level is much higher, which makes it essential that a cleaning standard similar to that of CNG is applied.

Spill from fuel filling of RME (rape oil methyl ester) and other vegetable oil methyl esters can cause fading of paints. For the engine, the use of RME as alternative to diesel will not result in any significant increase in corrosion and the low sulfur content increases the life-time of the catalyser. The low sulfur content also results in lower SO_2 emissions which compensates the increased NO_x emissions, resulting in a total minor impact on the atmospheric degradation of materials.

The present survey is mainly based on data published in the literature. If a large scale use of certain alternative fuels would be considered in Sweden an inventory of practical corrosion and materials experience available, especially in other countries, is recommended.

7 Acknowledgments

Dr. A. Laveskog, MTC, Sweden are gratefully acknowledged for valuable discussions and Mrs K. Eistrat, Swedish Corrosion Institute for performing the literature search. This work is partially financed by the Swedish Department of Environment.

8 References

Ahlvik P., Almén J., Grägg K, and Laveskog A.
Avgasemissioner med alternativa bränslen
AB Svensk Bilprovning, Motortestcenter, 1996

Alexandrian M. and Schwalm M.
Comparison of ethanol and gasoline as automotive fuels.
Am. Soc. Mech. Eng., 92-WA/DE-15, pp1-10, 1992

Black F.
An overview of the technical implications of methanol and ethanol as highway motor vehicle fuels.
in *Alternate fuels, a decade of sucess and promise, SAE PT-48*, pp. 119-148, 1994 (SAE Paper 912413, 1991)

Brinkman N., Halsall R., Jorgensen S. W., and Kirwan J. E.
The development of improved fuel specifications for methanol (M85) and ethanol (E_d85)
in *Alternate fuels, a decade of sucess and promise, SAE PT-48* , pp. 23-36, 1994 (SAE Paper 940764, 1994)

Brossia C. S. and Kelly R. G.
The effects of impurities on the corrosion behavior of iron in methanolic solutions
6th SAE Autom. Corr. Prev. Conf. Expos., Issue 9312, pp173-183, 1993

Cowart J. S., Boruta W. E., Dalton J. D., Dona R. F., Rivard II F. L., Furby R. S., Piontkowski J. A., Seiter R. E., and Takai R. M.
Powertrain development of the 1996 Ford flexible fuel Taurus
Proc. SAE Int. Alt. Fuels Conf., SAE P-294, Paper 952751, pp. 115-128, 1995

Davis S. P., Roudabush L. A., and Adonyi Y.
Hot-dip tin coated sheet evaluations for flexible fuel tank applications
6th SAE Autom. Corr. Prev. Conf. Expos., Issue 9312, pp1408-1417, 1993

DECHEMA Corrosion Handbook
Alkanols
Vol. 6, pp. 175-222, DACHEMA and VCH, Frankfurt, 1990

DECHEMA Corrosion Handbook
Methanol
Vol. 9, pp. 1-161, DACHEMA and VCH, Frankfurt, 1991

Doherty K., Blair G. P., Douglas R., Kee R., and Purdy J.
The initial development of a two-stroke cycle biogas engine
in *Alternate fuels, a decade of sucess and promise, SAE PT-48*, pp. 439-446, 1994 (SAE Paper 932398, 1993)

Egebäck K.-E. and Pettersson E.
Research on a Scania 11 liter ethanol fueled bus engine
Tekniska Högskolan i Luleå, TULEÅ 1996:13, 64 p., 1996

Fernandes E. G. and Johnson D.
Design guidelines for methanol refuelling stations - 1992
Proc. SAE Int. Fuels Lubr. Meet. Expos., SAE Paper 922275, pp. 9-16, 1992

Gordon A. S. and Austin T. C.
Alternative fuels for mobile transport
Prog. Energy Combust. Sci., Vol. 18, pp493-517, 1992

Hahn H. N.
External corrosion resistance and internal fuel compatibility of prepainted zinc-nickel for fuel tank applications
6th SAE Autom. Corr. Prev. Conf. Expos., Issue 9312, pp143-152, 1993

Hawke D. L.
Compatibility of magnesium alloys with methanol-containing fuels
SAE Int. Congr. Expos., Issue 8600, pp2214-2221, 1986

Hemsley G. V., Unnasch S., and Shotwell, A. E.
Demonstration of alternative fuels technology in diesel-powered cargo handling equipment
Proc. SAE Int. Alt. Fuels Conf., SAE P-294, Paper 952752, pp. 129-140, 1995

Hohl G. H.
Rape oil methyl ester (RME) and used cooking oil methyl ester (UOME as alternative fuels
Proc. SAE Int. Alt. Fuels Conf., SAE P-294, Paper 952755, pp. 163-170, 1995

Ichihara T., Hashimoto S., and Yamakawa J.
Development of a PVC adhesive for fuel filters compatible with methanol fuels
SAE Int. Congr. Expos., Issue 9301, pp1057-1069, 1993

Jones B., Ready K., Bach R., Hansen D., Kaitala E., Larson J., Morales J., and Reese C.
A comparative analysis of ethanol versus gasoline as a fuel in production four-stroke cycle automotive engines
Proc. SAE Int. Alt. Fuels Conf., SAE P-294, Paper 952749, pp. 95-102, 1995

Kaskavaltzis C., Elliot D., and Topaloglu T.
A demonstration of methanol-powered buses in Windsor, Ontario
in *Alternate fuels, a decade of sucess and promise, SAE PT-48*, pp. 3-14, 1994 (SAE Paper 942314, 1994)

King L. J. and Prakash C. B.
Field trials of ethanol in transit buses
in *Alternate fuels, a decade of sucess and promise, SAE PT-48*, pp. 111-117, 1994 (SAE Paper 922272, 1992)

Korbitz, W.
Status and development of biodiesel production and projects in Europe
Proc. SAE Int. Alt. Fuels Conf., SAE P-294, Paper 952768, pp. 249-254, 1995

Lall C. and Klar E.
The corrosion resistance of P/M stainless steels and selected alloys in methanol-based fuels
SAE Int. Congr. Expos., Issue 9301, pp577-584, 1993

Lash R. J.
The corrosion behavior of metals, plated metals, and metal coatings in methanol/gasoline fuel mixtures
6th SAE Autom. Corr. Prev. Conf. Expos., Issue 9312, pp153-171, 1993

Laveskog A.
MTC, Sweden. Personal communication, 1996

Lebedev S. R., Burmistrov O. A., Ivleva O. F., and Vazhnik E. Y.
Method for determining corrosivity of gasoline containing synthetic components
Chem. Technol. Fuels Oils, Vol. 22, No. 5-6, pp284-286, 1986

Miller D. J., Drake D. A., DeJovine J. M., and Yogis G.
Material compatibility and durability of vehicles with methanol/gasoline grade tertiary butyl alcohol gasoline blends
SAE, Paper 841383, 28p, 1985

Naegeli D. W.
Combustion-associated wear in alcohol-fueled spark ignition engines
SAE Conf. Expos. Fut. Transp. Technol., Issue 8900, pp618-627, 1989

Niwa K. and Inoue S.
Advance of technology on methanol fuels and methanol vehicles in Japan
Proc. SAE Int. Alt. Fuels Conf., SAE P-294, Paper 952753, pp. 141-152, 1995

Nylund N.-O. and Kytö M.
Propane fueled heavy-duty vehicles
in *Alternate fuels, a decade of sucess and promise, SAE PT-48*, pp. 345-353, 1994 (SAE Paper 932817, 1993)

Nylund, N.-O.
VTT, Finland. Personal communication, 1996.

Otto K., Carter III R. O., Gierczak C. A., and Bartosiewicz L.
Steel corrosion by methanol combustion products: enhancement and inhibition
SAE Paper 861590, pp6.1034-6.1043, 1986

Persson D.
Swedish Corrosion Institute. Personal communication, 1996

Reece D. L. and Peterson C. L.
Biodiesel testing in two on-road pickups
Proc. SAE Int. Alt. Fuels Conf., SAE P-294, Paper 952757, pp. 171-179, 1995

Richert H., Nilsson P. H., and Bertilsson B.-I.
Studie av metanols och etanols egenskaper som motorbränsle
STU, Report 86-3096, 59p, 1990

Schindewolf J. J. and Currie D. R.
Physical property considerations for engineering plastics and elastomers in the alternate fuel environment
SAE Int. Congr. Expos., Issue 9000, pp664-674, 1990

Scholl K. W. and Sorenson S. C.
Combustion of soybean oil methyl ester in a direct injection diesel engine
in *Alternate fuels, a decade of sucess and promise, SAE PT-48*, pp. 555-567, 1994 (SAE Paper 930934, 1993)

Shiblom C. M., Schoonveld G. A., Riley R. K., and Pahl R. H.
Use of ethyl-t-butyl ether (ETBE) as a gasoline blending component
in *Alternate fuels, a decade of sucess and promise, SAE PT-48*, pp. 183-192, 1994 (SAE Paper 902132, 1990)

Spataru A. and Romig C.
Emissions and engine performance from blends of soya and canola methyl esters with ARB #2 diesel in a DDC 6V92TA MUI engine
Proc. SAE Int. Alt. Fuels Conf., SAE P-294, Paper 952388, pp. 191-201, 1995

Stenbäck E.
SL, Stockholm. Personal communication, 1996

Tidblad J. and Kucera V.
The role of NO_x and O_3 in the corrosion and degradation of materials
Swedish Corrosion Institute, 1996

Unich A., Bata R. M., and Lyons D. W.
Natural gas: a promising fuel for I. C. engines
in *Alternate fuels, a decade of sucess and promise, SAE PT-48*, pp. 291-301, 1994 (SAE Paper 930929, 1993)

Wigrén L.
Scania, Katrineholm. Personal communication, 1996

Wing L. M. and Evarts G. L.
Materials selection for gasoline/methanol blend fuel systems
SAE Int. Congr. Expos., Issue 9301, pp566-576, 1993

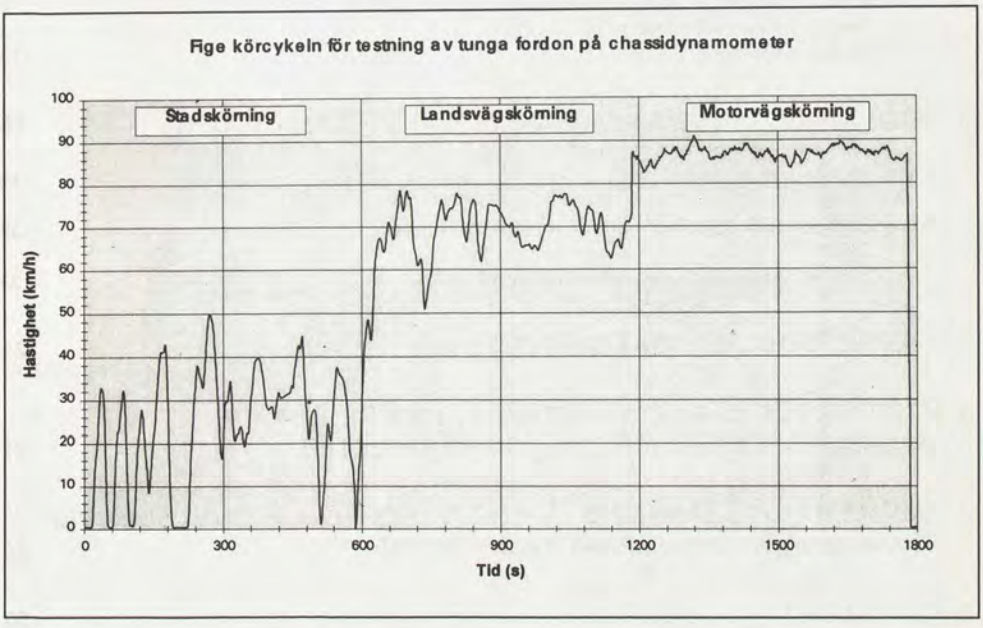
Yahagi Y. and Mizutani Y.
Corrosive wear of steel in gasoline-ethanol-water mixtures
Wear, Vol. 97, No. 1, pp17-25, 1984

Provmetoder och emissioner vid användning av alternativa motorbränslen

Karl-Erik Egebäck, Tekniska högskolan Luleå, Roger Westerholm, Stockholms Universitet.

Stockholm 1996

PROVMETODEDER OCH EMISSIONER VID ANVÄNDNING AV ALTERNATIVA MOTORBRÄNSLEN



RAPPORT FÖR ALTERNATIVBRÄNSLEUTREDNINGEN

AV

KARL-ERIK EGEBÄCK* OCH ROGER WESTERHOLM#

*Institutionen för Arbetsvetenskap, Avdelningen for Miljöteknik
Tekniska Högskolan i Luleå, 971 87 LULEÅ

#Institutionen för Analytisk kemi, Arrheniuslaboratorierna för Naturvetenskap
Stockholms Universitet, 106 91 STOCKHOLM

PROVMETODEDER OCH EMISSIONER VID ANVÄNDNING AV ALTERNATIVA MOTORBRÄNSLEN

SAMMANFATTNING 1

1. INLEDNING 2

2. STANDARDISERADE PROVMETODER FÖR REGLERADE AVGAS-KOMPONENTER 3

2.1 Standardiserade mätmetoder för emissioner 4
2.1.1 Metoder för avgasmätningar på lätta fordon 5
2.1.2 Mätmetoder för tunga fordon 12

3. BEGRÄNSNINGAR HOS STANDARDISERADE PROVMETODER 18

3.1 Vad representerar körcykeln? 19

3.2 Klimatets och andra faktorers påverkan på emissionerna 22

3.3 Transformationen av emissioner/omvandlingsprodukter 23

4. ICKE REGLERADE AVGASKOMPONENTER 24

5. METODER FÖR KARAKTÄRISERING AV ICKE REGLERADE AVGASKOMPONENTER OCH BIOLOGISKA EFFEKTER 27

6. PROBLEM VID TILLÄMPNING AV KONVENTIONELLA MÄTMETODER VID UTVÄRDERING AV ALTERNATIVA DRIVMEDEL 29

7. SLUTSATSER 33

8. LITTERATURREFERENSER 36

BILAGA 1. FÖRKORTNINGAR OCH FÖRKLARINGAR 40

BILAGA 2. EU/ECE-STANDARDS 41

Lätta fordon. 41

Tunga fordon 41

PROVMETODEDER OCH EMISSIONER VID ANVÄNDNING AV ALTERNATIVA MOTORBRÄNSLEN

RAPPORT FÖR ALTERNATIVBRÄNSLEUTREDNINGEN

AV

KARL-ERIK EGEBÄCK* OCH ROGER WESTERHOLM#

*Institutionen för Arbetsvetenskap, Avdelningen for Miljöteknik
Tekniska Högskolan i Luleå, 971 87 LULEÅ

#Institutionen för Analytisk kemi, Arrheniuslaboratorierna för Naturvetenskap
Stockholms Universitet, 106 91 STOCKHOLM

SAMMANFATTNING

Vid utveckling av nya motorer eller avgasrenande utrustning är det viktigt att kunna kontrollera effekten av utvecklingen genom emissionsmätningar på motorn eller fordonet. Metoderna för emissionsmätningar på bensin och dieseldrivna fordon har utvecklats under en relativt lång tid och de har revideras i takt med att förutsättningen för emissionsmätningarna har ändras. Då det gäller mätningar på motorer och fordon som drivs med alternativa drivmedel har inte motsvarande metoder utvecklats. Vanligen sker idag emissionsmätningarna enligt samma metoder i fallet med alternativa bränslen som i fallet med konventionella drivmedel (bensin, dieselolja). Att så sker är inte tillfredsställande p g a att det är stora skillnader i emissioner mellan alternativa och konventionella drivmedel. I rapporten diskuteras behovet av att bestämma utsläppen av även andra ämnen än de som betecknas reglerade föroreningar (kolmonoxid, kolväten, kväveoxider och partiklar). Omfattningen av mätningar för utvärdering av olika alternativa bränslen har angivits i tabeller och dessa visar att behovet av mätningar styrs av den typ av bränsle som används. Ett komplext bränsle kräver generellt sett ett mer omfattande mätprogram än ett kemiskt "enklare" bränsle. Emellertid kan även andra kriterier än bränslets komplexitet styra behovet av omfattning och mätning. Så finns i fallet med alkoholdrift ett uttalat behov av mätning av aldehyder p g a att en större mängd aldehyder bildas under förbränningsprocessen av en alkohol än om tex biogas förbränns i motorn. En prioritering av vilka ämnen som mätprogrammet omfattar behöver emellertid inte betyda att ämnen som tex formaldehyd inte behöver mätas vid gasdrift. Beroende på motor- och avgasreningskoncept kan formaldehyd behöva mätas också i det fallet, även om behovet inte är lika starkt som i fallet vid alkoholdrift.

Den prioritering som föreslagits i rapporten ger en möjlighet till att inom vissa ramar bestämma mätprogrammets omfattning från fall till fall. Beslutet om omfattning bör dock

grundas på en teknisk/vetenskaplig bedömning. Att utveckla metoder för provtagning och analys av föroreningskomponenter i avgaserna kräver en experimentell verksamhet. Därför har projektarbetet inte lett ända fram till fullständiga förslag till mätmetoder. Ett sådant utvecklingsarbete kvarstår att utföras och bedöms som angeläget.

I rapporten ges förslag till testmetodik som föregår en utvärdering av vilka emissioner och miljö/hälsoeffekter ett bränsle eller en bränsleblandning kan ge. Test och utvärdering utförs i olika steg som följer en bestämd ordning. Första steget utgörs av en serie enklare test som följs av ett mer omfattande testprogram om utvärderingen av de utförda enklare testen uppvisar sådana resultat att ett godkännande inte kan ges. Utvärderingsplanen ger möjlighet till att ytterligare test utförs om detta anses nödvändigt.

Projektarbetet har utförts på initiativ av Miljödepartementet inom ramen för "Utredning om alternativa bränslens och blandbränslens miljöegenskaper mm" (M1995:6).

1. INLEDNING

Uppdraget från Alternativbränsleutredningen har varit att utvärdera metoder för provtagning, analys och karakterisering av emissioner vid användning av sådana alternativa bränslen och bränsleadditiv som metanol, metyl tertiär-butyleter (MTBE), etanol, etyl tertiär-bytyleter (ETBE), rapsmetylester (RME), naturgas, dimetyleter (DME), biogas och motorgas (LPG). Av dessa bränslen och bränsleadditiv skulle bränslena metanol och etanol och troligen även DME och bränsleadditiven MTBE och ETBE kunna tillverkas av förnybar råvara. Det är självskrivet att biogas och RME baseras på förnybar råvara.

Utgångspunkten för utredningen har varit att först och främst bedöma vilka emissioner, som kan vara högt prioriterade vid karakterisering av emissionerna, när de olika bränslena används till förbränningsmotorer. En bedömning har också gjorts av fördelar och brister hos de i dag använda metoderna för mätning av reglerade och icke reglerade emissioner. I de fall det finns brister hos dagens använda metoder har förbättringar föreslagits och därvid framförallt för mätning emissioner, som kolväten där flera olika föreningar representerar ett totalutsläpp.

I utredningen har begreppet "karakterisering" används i sammanhang då det gäller att ge en mer komplett bild av både de emissioner som är underställda lagstiftning och som benämns "reglerade emissioner" och sådana som inte reglerats genom lagstiftning och som benämns "icke reglerade emissioner". Metoder som används vid mätning av emissioner i samband med godkännande - certifiering - av ny bilmodell eller ny motortyp och som benämns "standardiserade mätmetoder" har varit föremål för bedömning i denna utredning. Vidare har metoder presenterats som föreslås bli använda för en mer omfattande karakterisering av emissionerna i anslutning till en bedömning av emissionernas eventuella hälsorisker och miljöeffekter.

År 1992 uppskattades antalet cancerfall i Sverige förorsakade av luftföroreningar i svenska tätorter till cirka 500 personer per år (Törnqvist and Ehrenberg, 1994). Ungefär hälften av dessa cancerfall kan botas vilket resulterar i att ungefär 250 personer avlider per år till följd av luftföroreningar i svenska tätorter. Utifrån teoretiska och statistiska fel är osäkerheten en

faktor 3 i dessa siffror (Törnqvist and Ehrenberg, 1994). Hälsoeffekter från fordonsavgaser tex cancer och allergier bedöms vara så stora att de inte kan lämnas utan åtgärd vid jämförelse med vad som tillämpas inom strålskyddet i fråga om allmänhetens risker vilket är 1-10 cancerdödsfall per 100000 personer och år (Ehrenberg, 1995). Med detta som bakgrund är det av stor vikt att reducera miljö och hälsoeffekter från fordonsemissioner mer än vad som följer av de emissionskrav som införts. Därför är det viktigt att utvärdera potentialen för alternativa drivmedel med avseende på detta. Det bör starkt framhållas att val av bränsle starkt påverkar emissionsprofilen från motorn. Vidare är det nödvändigt att poängtera att för erhålla hela miljö- och hälsopotentialen från ett drivmedel är det av absolut av största vikt att motorn anpassas och utvecklas ("matchas") för detta bränsle. Detta betyder att det är mycket svårt att jämföra olika bränslealternativ därför att de undersökta motorerna befinner sig på olika nivåer av anpassning och motorutveckling och ger således ej optimalt låga emissionsnivåer från respektive bränslealternativ.

I det här sammanhanget kan det också pekas på att de skärpta emissionskraven lett till att andelen personbilar med 3-vägskatalysator ökat kraftigt. Därmed har emissionsnivåerna sjunkit till en nivå där dagens mätmetoder behöver anpassas för att noggranna emissionsmätningar skall kunna utgöras. Tilläggas kan att intresset under de senaste åren särskilt riktats mot den s k kallstartsemissionen och att även mäta denna kommer att innebära en betydande förändring av standarden för avgasprovet.

Kallstartsemissionen är det bidrag till bilens avgaser, som kan hänföras till att bilens motor inte är varmkörd vid starten. Relativt sett är kallstartsemissionen särskilt påtaglig hos bilar med katalysator p g a att katalysatorn och andra delar i systemet måste nå en relativt hög temperatur (250-300 °C) för att fungera. Eftersom kallstartsemissionen ökar med sjunkande temperatur hos motor- och katalysatorsystem är det viktigt att emissionsmätningarna sker vid temperaturer som är lägre än en temperatur som ligger mellan +20 - +30°C som gäller för det standardiserade provet idag. För undvikande av missförstånd bör nämnas att kallstartsemissionen av kolväten (HC) och kolmonoxid (CO) generellt sett är störst hos bilar utan katalysator i absoluta tal räknat, men att problemet uppmärksammats särskilt för bilar med katalysator till följd av att emissionsnivåerna är låga när bilens motor och katalysatorsystemet nått normal driftstemperatur.

2. STANDARDISERADE PROVMETODER FÖR REGLERADE AVGAS-KOMPONENTER

Kravet på den standardiserade metoden för mätning av föroreningsutsläpp från motorfordon är att den skall definiera inte bara hur provtagningen och avgasanalyserna skall utföras utan också hur fordonet skall köras, vilken utrustning som skall användas och i vilken ordningen mätningen skall utföras. Hos metoden beskrivs också hur utvärderingen av mätresultaten skall utföras. Det finns också krav på noggrannheten hos mätningen och dess resultat och detta för att en eventuell upprepning av mätningen i det aktuella laboratoriet eller i ett annat laboratorium skall ge mätresultat som ligger på samma nivå som den först utförda mätningen. Även om andemeningen vid utvecklingen av mätmetoden har varit, att resultaten från mätningen skall spegla emissionerna vid körning i verklig trafik är det givetvis inte möjligt att tillfredsställa den ambitionen med de restriktioner som gäller för den standardiserade metoden. Visserligen kan samma typ av instrument och övrig utrustning användas på olika

håll i världen, men det är inte rimligt att tro att ett körmönster som utvecklats för att spegla driftsförhållandena i t ex Los Angeles eller i tätbefolkade stadskärnor i Centraleuropa skall motsvara driftsförhållandena i t ex de nordiska länderna. Klimatet är också olika i olika delar av världen, vilket inte heller återspeglas hos mätmetoden.

Man kan fråga sig varför metoden för kontroll av föroreningsutsläpp inte bättre än som nu är fallet anpassas till det egna landets förhållanden vad gäller bl a driftscykler, klimat mm. Den främsta anledningen till detta är att bilen är en produkt som saluförs på en internationell marknad och att det därför är ett starkt krav från bilfabrikanterna att avgaskrav som påverkar bilens konstruktion harmoniseras så långt som möjligt.

Av vad som sagts här ovan framgår att kravet på noggrannhet och repeterbarhet hos den standardiserade mätmetoden är starkare än kravet på att resultaten från mätningen skall representera utsläpp i verkliga trafikmiljöer. Detta skall inte tolkas som att resultaten inte kan utnyttjas för bedömning av effekten av åtgärder i form av krav på begränsning av utsläppen. Detta kan ske genom bl a relativa jämförelser av emissionsnivåer. I ett följande avsnitt kommer standardiserade avgasmätningar att närmare beskrivas. Här skall bara kort nämnas att mätmetoderna förbättras successivt och att bl a de europeiska mätmetoderna för lätta respektive tunga fordon reviderats så att den för lätta fordon speglar hastigheten upp till 120 km/h och att för tunga fordon kommer att innehålla körcykler med transienter. Litteraturreferenser, (Egebäck, 1990; Egebäck och Westerholm, 1994; Westerholm och Egebäck, 1994; Laveskog 1995).

2.1 Standardiserade mätmetoder för emissioner

Kalifornien var först med att utveckla en metod för avgasmätningar, vilket skedde under de första åren av 1960-talet. I ljuset av den mångåriga utvecklingen av förbränningsmotorer och de mätmetoder som utvecklats för det ändamålet har alltså metoderna för avgasmätningar en förhållandevis kort historia. Sedan de första metoderna utvecklades har emellertid rätt mycket hänt instrument- och utrustningsmässigt. Däremot har man, som redan påpekats, fastnat i modellen att låta en körcykel representera körmönstret för bilen.

Rutinmässigt mäts genom de standardiserade avgasproven de reglerade emissionerna koloxid (CO), kolväten (HC) och kväveoxider NO_x och vid mätning på dieseldrivna fordon även partiklar. Vanligen mäts även emissionen av koldioxid (CO_2) och bränsleförbrukningen vid provet. Vid avgasmätningar på lätta bensindrivna fordon brukar man ofta inte mäta bränsleförbrukningen med flödesmätare eller på annat sätt utan den beräknas med hjälp av en formel som baseras på mätning av emissionen av CO, HC och CO_2. Det här sättet att beräkna bränsleförbrukningen benämns "kolbalansmetoden", dvs att antalet kolatomer som tillförs motorn som bränsle också släpps ut från motorn i form av CO, HC och CO_2 (SNFS 1987:3; SNFS 1989:8). För att få en bas att gå ut från vid genomgången av kraven på standardiserade mätmetoder har flera föreskrifter från Statens naturvårdsverks författningssamling studerats (SNFS 1987:3; SNFS 1989:8; SNFS 1992:4; SNFS 1994:10; SNFS 1991:11; SNFS 1992:11; SNFS 1994:12).

Av olika skäl, varav ett kan ha med konkurrensen mellan bilindustrin i USA - Japan - Europa att göra, har olika standardiserade metoder utvecklats för de olika områdena. Till följd av att vi här i Sverige redan tidigt applicerat USA-metoden i lagstiftningen för lätta fordon kommer den metoden att beskrivas här tillsammans med USA-metoden för tunga fordon. I och med att Sverige nu är med i EU kommer fortsättningsvis EU-kraven att tillämpas och därmed också de europeiska metoderna för emissionsmätningar. Som redan tidigare påpekats har metoderna vidareutvecklats genom åren och även vad gäller detaljer, som till alla delar inte tas upp i beskrivningen.

2.1.1 Metoder för avgasmätningar på lätta fordon

Som redan påpekats har olika mätmetoder utvecklats för Europa- och USA-marknaderna. Typen av körcykel som gäller för respektive prov är idag den största skillnaden. I följande stycken ges en kort beskrivning av de USA- respektive ECE R15-provet. För att få ett visst perspektiv vad gäller utvecklingen av emissionskrav och mätmetoder lämnas korta redogörelser över viktiga föreskrifter som tidigare gällt och nu gäller i Sverige och särskilt vad gäller fordonsgrupper som täcks av föreskrifter och mätmetoden.

A12: Enligt Naturvårdsverket föreskrifter A12 (SNFS 1987:3) som gäller bilar fr o m 1989 års modell definieras lätta fordon som motorfordon med motor för tändstiftständning (bensindrivna och t ex LPG-drivna fordon) eller fordon med motor för kompressionständning (dieseldrivna fordon). Undantagna från föreskrifterna är motorcyklar och andra motorfordon med;

- en maximal fordonshastighet ≤ 50 km/timme;
- en totalvikt överstigande 3 500 kg;
- en differens mellan totalvikten och tjänstevikten på mer än 690 kg.

Mätmetoden motsvarar den som gäller i USA och omfattade "Urban driving cycle", Figur 1 (Stadskörcykel) och "Highway driving cycle", Figur 2 (Landsvägskörcykel).

A13: Utgör en ändring av A12 och de tillägg som gjorts gäller krav för vissa fordon som betecknas 1992 eller senare års modell med undantag av motorcyklar och andra motorfordon med;

- en maximal fordonshastighet ≤ 50 km/timme;
- en totalvikt överstigande 3 500 kg;

Kraven tillämpas på bilar av två kategorier:

Grupp L1: Bilar med en skillnad mellan totalvikt och tjänstevikt på 690 kg eller mindre.
Grupp L2: Bilar med en skillnad mellan totalvikt och tjänstevikt över 690 kg.

Genom A13 infördes flera viktiga tillägg till A12 varav införandet av en ny grupp L2 har nämnts. Därigenom inkluderades i avgaskraven den grupp fordon, som tidigare hade undantagits från avgaskraven. Anledningen till att dessa grupp fordon fick bilda en egen

grupp var att avgasgränsvärdena lades på en något högre nivå än gränsvärdena för grupp L1. Å andra sidan skärptes hållbarhetskraven för L2 gentemot L1 så tillvida att hållbarhetskraven för L2 sträcker sig över 11 år eller 200 000 km, vilketdera uppnås först. Motsvarande för Grupp L1 är 5 år eller 80 000 km.

Föreskrifterna enligt A12/A13 har tillämpats fram till 961001.

A14: Enligt A14 (SNFS 1992:4) omfattar "nya lätta personbilar och lätta lastfordon som skall hänföras till miljöklass 1 eller 2 enligt 8 § i bilavgasförordningen". För bilar som tillhör klass 3 gäller A12 med ändringar enligt A13.

Föreskriften gäller bilar med motor för tändstiftständning (t ex bensindrivna, gasdrivna, alkoholdrivna fordon eller elhybrid fordon) eller fordon med motor för kompressionständning (t ex dieseldrivna, alkoholdrivna fordon eller elhybrid fordon). Undantagna är motorcyklar och andra motorfordom med;
- en maximal fordonshastighet ≤ 50 km/timme;
- en totalvikt överstigande 3 500 kg.

Fordon som omfattas av kraven har indelats i följande tre grupper:

Grupp 1: Fordon med en differens mellan totalvikten och tjänstevikten 690 kg eller mindre;
Grupp 2: Fordon med en differens mellan totalvikt och tjänstevikt över 690 kg och en totalvikt som inte överstiger 2 700 kg.
Grupp 3: Fordon med en differens mellan totalvikt och tjänstevikt på mer än 690 kg och en totalvikt på mer än 2 700 kg.
Efter överenskommelse med Naturvårdsverket kan andra grupper av fordon få förekomma.

Anledningen till att fordonen delats upp i två grupper är att emissionsgränsvärdena är olika för de olika grupperna. De är lägst för grupp L1 och högst för grupp L2. Dessutom är varje grupp av fordon uppdelad i två klasser "C1" och "C2" med följande emissionskrav:

Tabell 1. Emissionsgränsvärden för fordon i kategori "C1" i grupperna L1, L2 och L3 (g/km).

	"Intermediate useful life"						"Full useful life"					
Fordons-grupp	HC	NMOG[1]	CO	NO_x	PM	NO_x[2]	HC	NMOG[1]	CO	NO_x	PM	NO_x[2]
L1 Cold[3]	0,25	0,078	2,1 6,2	0,25	0,05	0,33	-	0,097	2,6	0,37	0,06	-
L2 Cold[3]	0,50	0,10	2,7 7,5	0,43	0,05		0,50	0,124	3,4	0,61	0,06	1,2
L3 Cold[3]	0,50	0,10	2,7 7,5	0,43	0,06		0,50	0,143	4,0	0,61	0,06	1,2

[1]"Non-methane organic gases". [2]Higway driving cycle (Landsvägskörcykel). [3]Test vid -7 °C.

"Intermediate useful life": En period på 5 år eller 80 000 km för L1, L2 och L3.
"Full useful life": En period på 10 år eller 160 000 km beroende på vilket som uppnås först för L1 och L2 och en period på 11 år eller 200 000 km beroende på vilket som uppnås först för L3.

HC: avser "Organic Material Hydrocarbon Equivalent" (OE) hos ett metanoldrivet fordon utgörs av summan av "mass of carbon of non-oxygenated" HC, metanol och formaldehyd i ett avgasprov uttryckt som "gasoline-fueled vehicle HC equivalent".

Gränsvärden för formaldehyd vid prov enligt "Urban driving cycle" ("Stadskörcykel") vid metanoldrift:
För L1-fordon: 9 mg/km ("Intermediate useful life") och 11 mg/km ("Full useful life").
För L2-fordon: 11 mg/km ("Intermediate useful life") och 14 mg/km ("Full useful life").
För L3-fordon: 14 mg/km ("Intermediate useful life") och 17 mg/km ("Full useful life").

Tabell 2. Emissionsgränsvärden för fordon i kategori "C2" i grupperna L1, L2 och L3 (g/km).

	"Intermediate useful life"						"Full useful life"					
Fordons-grupp	HC	NMOG[1]	CO	NO_x	PM	NO_x[2]	HC	NMOG[1]	CO	NO_x	PM	NO_x[2]
L1	0,25	0,16	2,1	0,25	0,05	0,33	-	0,19	2,6	0,37	0,06	-
L2	0,50	0,20	2,7	0,43	0,05		0,50	0,25	3,4	0,61	0,06	1,2
L3	0,50	0,20	2,7	0,43	0,06		0,50	0,25	4,0	0,61	0,06	1,2

[1]"Non-methanemorganic gas". [2]Higway driving cycle (Landsvägskörcykel).

"Intermediate useful life": En period på 5 år eller 80 000 km för L1, L2 och L3.
"Full useful life": En period på 10 år eller 160 000 km beroende på vilket som uppnås först för L1 och L2 och en period på 11 år eller 200 000 km beroende på vilket som uppnås först för L3.

HC: avser "Organic Material Hydrocarbon Equivalent" (OE) hos ett metanoldrivet fordon och utgörs av summan av "mass of carbon of non-oxygenated" HC, metanol och formaldehyd i ett avgasprov uttryckt som "gasoline-fueled vehicle HC equivalent".

Gränsvärden för formaldehyd vid prov enligt "Urban driving cycle" ("Stadskörcykel") vid metanoldrift:
För L1-fordon: 9 mg/km ("Intermediate useful life").
För L2-fordon: 11 mg/km ("Intermediate useful life").
För L3-fordon: 14 mg/km ("Intermediate useful life").

Föreskriften A14 omfattar en mängd olika krav som inte redogöras för här men det kan vara värt att nämna en metod definierats för bestämning av Reactivity Adjustment Factor (RAF). Den metod som beskrivits bör kunna användas även vid andra undersökningar och utvärderingar av alternativa bränslen än de som är kopplade till A14-kraven.

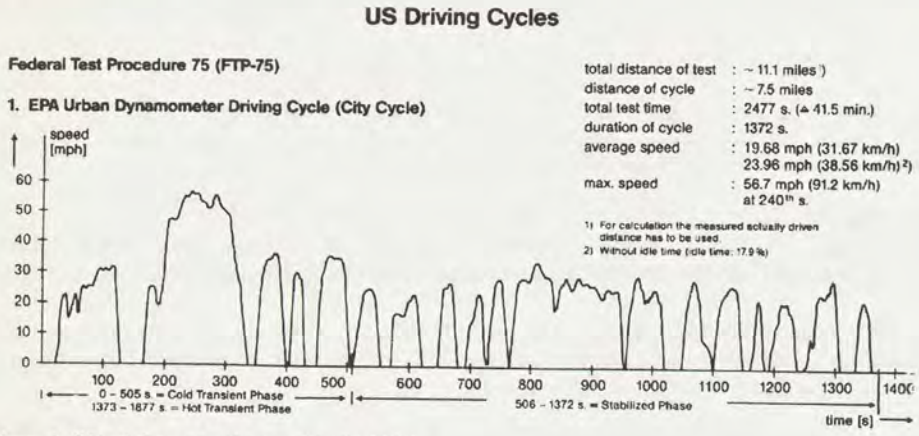
Som framgår av ovanstående redogörelse för A14-föreskrifterna finns i Sverige ännu så länge möjligheten för bilfabrikanten att låta godkänna en grupp fordon av samma motorfamilj enligt krav, som är strängare än de obligatoriska avgaskraven. C1 enligt ovan motsvarar kravnivån TLEV ("Transient Low Emission Vehicles") i Kalifornien och C2 kravnivån USA 1994.

EU-kraven: Efter att Sverige anpassat emissionskraven till EU sker typgodkännande av bilarna enligt EU-direktivet 70/220 med senaste lydelse 94/12. I praktiken betyder detta att Sverige godkänner bilar som typgodkänts enligt detta direktiv om de i Sverige gällande

hållbarhetskraven uppfylls. För miljöklassade fordon finns vad som kan betecknas en övergångsbestämmelse, som medger att systemet med miljöklassning gällde fram till 961001. Vid den tidpunkten kom EUs emissionskrav för lätta fordon att ligga i nivå med emissionskraven miljöklass C2. Huruvida ett system med miljöklassningen kommer att få behållas i Sverige ännu en tid är inte klarlagt (Carlsson, 1996) . Se Bilaga 2 avseende gränsvärden.

USA-provet

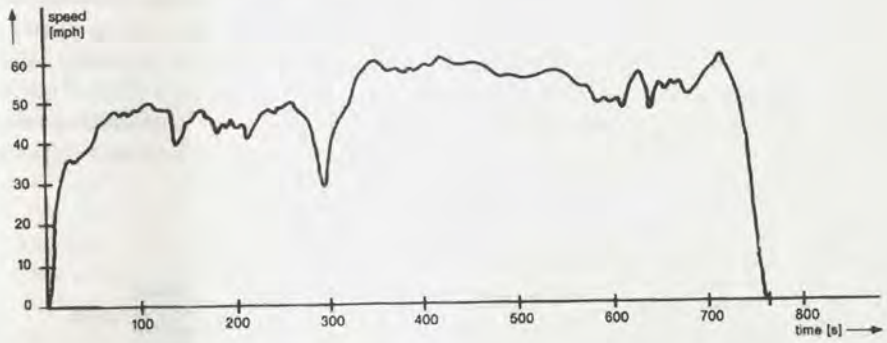
Sedan den första metoden för avgasmätningar utvecklats i Kalifornien har en helt ny metod utvecklats för USA-marknaden inklusive Kalifornien. De största förändringarna, som införts gäller körcykeln och metoden för provtagning av avgasprovet. I USA ville man gå ifrån den stereotypa körcykel som utvecklats för det tidiga Kalifornien-provet. Den numera använda körcykeln visas i Figur 1 och i Figur 2 den körcykel som representerar landsvägskörning. Båda dessa körcykler ligger till grund för prov enligt de svenska föreskrifterna "om avgasrening för vissa bilar" A12/A13/A14.



Figur 1. "Stadskörcykel" utvecklad i USA.

US Driving Cycles

2. EPA Highway Fuel Economy Driving Cycle



total distance of test	:	20.44 miles[1]
distance of cycle	:	10.22 miles[2]
total test time	:	1545 s[1]
duration of cycle	:	765 s
average speed	:	48.1 mph (77.4 km/h)
max. speed	:	59.9 mph (96.4 km/h) at 422[nd] and 423[rd] s

1) The cycle has to be driven twice, whereby the first cycle serves for preconditioning. The emissions are measured during the second cycle. Idle time between cycles: 15 s

2) For calculation the measured actually driven distance has to be used.

Figur 2. "Landsvägskörcykel" utvecklad i USA.

I och med införandet av den nya mätmetoden i USA infördes även andra genomgripande förändringar, som bl a rörde metoden att ta prov i avgaserna. Från att som i Kalifornien-provet ha tagit prov direkt i avgasröret utvecklades en metod som innebär att avgaserna späds med luft innan provet tas. För det ändamålet används en s k "Constant Volume Sampler (CVS) - ett begrepp som kan översättas med konstant-volym-provtagare. Användning av en sådan utrustning innebär att volymflödet av luft plus avgaser är konstant även om avgasflödet från motorn varierar alltifrån ett tomgångsflöde till ett fullastflöde. När avgasflödet ökar minskar flödet av spädningsluft och ökar när avgasflödet minskar, dvs summan av flödet av avgaser plus spädningsluft är konstant. Kravet på en CVS är att flödet genom systemet skall vara tillräckligt stort för att undvika kondens av vattenånga under avgasprovet. Det finns flera skäl till att späda avgaserna med hjälp av en CVS av vilka följande kan särskilt pekas på:

- Avgaserna innehåller en hög halt vattenånga som kondenserar och därigenom finns en risk för att vattenlösliga föreningar löses i kondensvattnet, vilket förhindras eller begränsas om avgaserna späds med "ren" luft. Vid provtagning i icke spädda avgaser finns även en risk för utfällning (kondensering) av tunga kolväten. Genom att späda avgaserna med luft minskas risken för kondensation.

- Vid provtagning i icke spädda avgaser finns en risk för bildning av artefakter (kemisk(a) förening(ar) som bildas artificiellt p g a använt provtagningsförfarande) under provtagningen och därvid särskilt på filter vid mätning av partikelutsläpp.

- Ett viktigt skäl till att använda CVS är att provtagningen underlättas och detta särskilt när provtagning skall ske vid körning enligt transient körcykel.

¤ Avspegla den utspädning av avgaserna, som sker när de lämnar bilens avgasrör.

För dieseldrivna fordon gäller också att utsläppen av partiklar skall mätas och för att kunna samla upp partiklarna på ett tillförlitligt sätt används enligt standarden en särskild utrustning som benämns "spädningstunnel" och som utgörs av ett rör av viss föreskriven diameter och längd. Spädningstunneln kopplas till en CVS och därigenom kan mätning av de gasformiga föroreningsutsläppen ske parallellt med mätning av partikelutsläppen samtidigt som volymflödet av avgaser spädda med luft kan bestämmas enligt principen för CVS, Figur 3. Nära utloppet av tunneln finns filterhållare med speciella filter på vilka partiklarna samlas upp. Genom att väga filtren före och efter provtagningen och med kännedom om totalvolymen spädda avgaser under provet kan mängden partiklar beräknas.

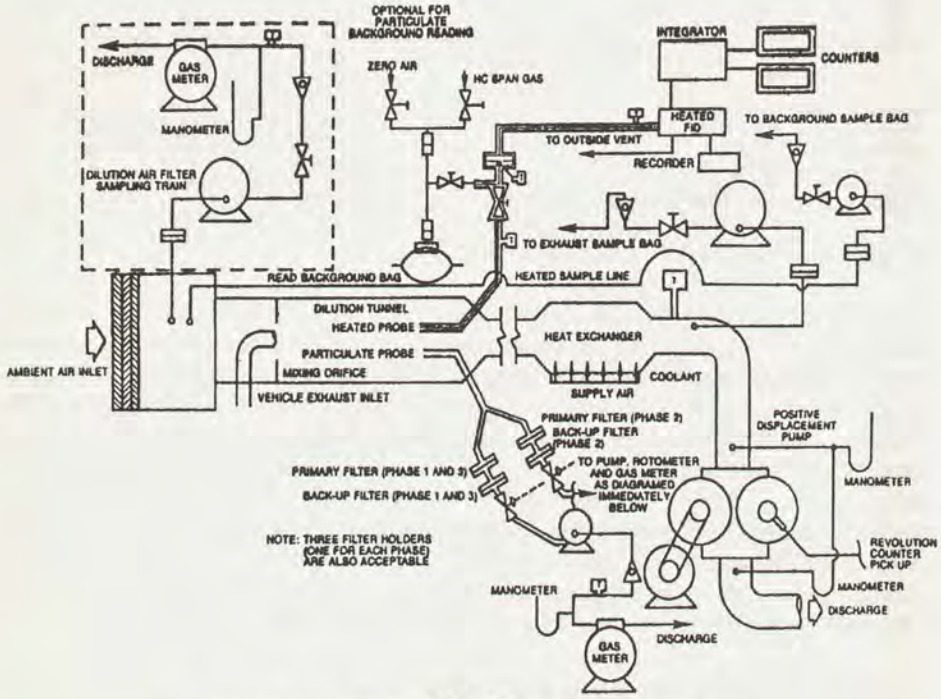


FIGURE B82-3
GASEOUS AND PARTICULATE EMISSIONS SAMPLING SYSTEM (PDP-CVS)
(FOR DIESEL VEHICLES ONLY)

Figur 3. Spädningstunnel kopplad till konstantflödesprovtagare (CVS).

Hur det för prov aktuella fordonet skall förberedas inför provet och hur de olika sekvenserna av provet skall genomföras har noga specificerats i föreskrifterna. Det skulle emellertid leda för långt att här beskriva dessa procedurer och därför hänvisas till Statens naturvårdsverks författningssamling SNFS 1987: 3 MS: 8 i vilken USA-provet i huvudsak definierats. Med hänsyn till klimatet i Sverige med en medeltemperatur på omkring 7 °C kan det vara av intresse att notera att provet skall utföras vid en omgivningstemperatur som ligger mellan 20-30 °C, dvs betydligt över medeltemperaturen i vårt land. Bilen skall "konditioneras" (vara uppställd med avstängd motor) så att den har samma temperatur som omgivningen (dvs körcellen). Provet är utformat så att utsläppen vid den del av testcykeln, som omfattar start av

bilen, vägs med 43 % mot utsläppen vid en motsvarande del av testcykeln som startas med varm bil med 57 %. Provet tillgår så att bilen körs under 1369 sekunder (provet omfattar 1371 sekunder, något över 12 km) vilket motsvarar två faser av provet. Därefter stängs motorn av och bilen får stå med avstängd motor under 10 minuter innan den tredje fasen (varmstartfasen, Yht) av provet startas.

Till USA-provet, Figur 1, och prov enligt de svenska föreskrifterna A12/A13/A14 (SNFS 1987:3; SNFS 1989:8; SNFS 1992:4) hör även mätning av utsläpp av förångat bränsle från bilen. Mätningen omfattar två sekvenser; 1) "diurnal emissions" (utsläppen som beror på att bilen inklusive bränsletank och bränslesystem värms upp under dagen även om bilen är parkerad) och 2) "hot-soak emissions" (utsläppen som sker när bilen parkeras efter att ha körts). Mätningen utförs i en tätt sluten provningscell ("shed") i vilken bilen placeras under mätningen. I USA har nu en tredje sekvens "running losses" (utsläppen av förångat bränsle under körning) tillförts provet. Därigenom har mätmetoden avsevärt komplicerats p g a att en den speciella provcellen måste utrustas med en chssidynamometer för att bilen skall kunna köras enligt den specificerade körcykeln under provet.

ECE R15-provet

Economic Commission of Europe (ECE) är ett organ inom Förenta Nationerna (FN) som har olika "working parties" under sig, varav WP29 med dess rappotörsgrupp Group of Rapporteurs on Pollution and Energy (GRPE) har ansvaret för bl a utveckling av metoder för mätning av avgasemissioner och bränsleförbrukning. I själva verket är det arbetsgrupper med representanter från framförallt myndigheter och bilindustri som utarbetar förslag till de standardiserade mätmetoderna.

Mätmetoden för lätta fordon betecknas ECE R15 och den har för några år sedan (1993) varit föremål för en ändring varigenom ett körmönster, "Extra Urban Driving Cycle" (EUDC), som representerar landsvägskörning har lagts till den ursprungliga körcykeln "City Driving Cycle" (City), Figur 4.

Vid prov enligt ECE R15 startas bilen och körs på tomgång under 40 sekunder innan provtagningen för mätning av föroreningsutsläppen påbörjas. Trots att en revidering av körcykeln skett under de senaste åren har detta ännu inte lett till en önskad ändring av startrutinen. Avgaskraven har emellertid skärpts i en takt som innebär att bilarna måste vara utrustade med ett system för 3-vägskatalysator för att klara kraven. Diskussionerna om "kallstartsemissionen" och därmed aktuella frågor har lett till att en ändring av startrutinerna kommer att ske fr o m år 2000 så att provtagningen påbörjas samtidigt med att bilen startas.

Utrustningen som skall användas vid provet motsvaras i väsentliga delar av utrustningen vid USA-provet, vilket innebär att en utrustning (CVS) för utspädning avgaserna med luft används för avgasuppsamling under provet, Figur 3. Krav finns på att mätning av förångat bränsle skall utföras och i praktiken används samma mätutrustning som vid USA-prov.

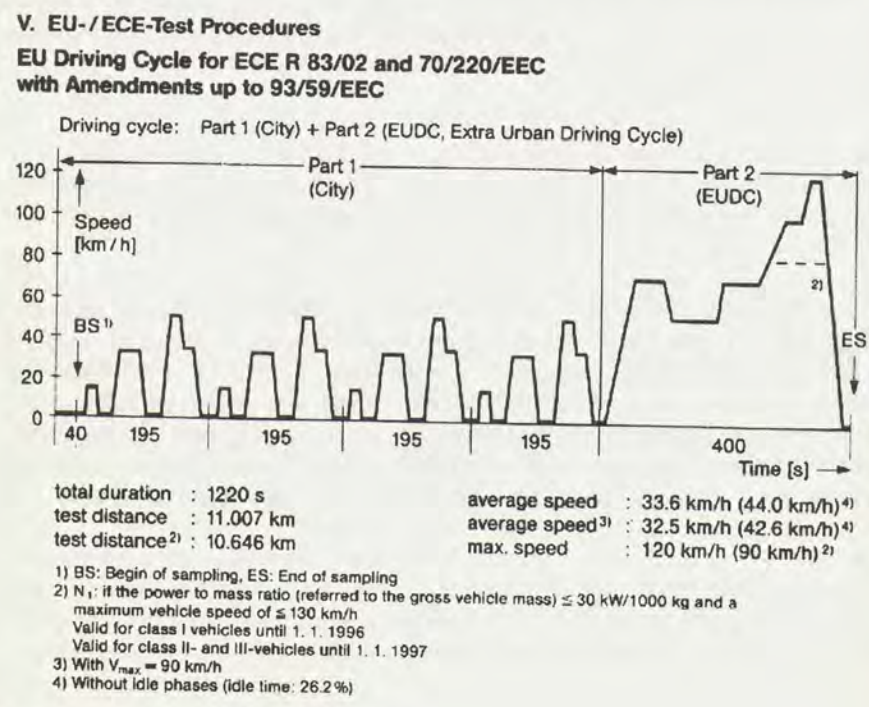
2.1.2 Mätmetoder för tunga fordon

Beskrivningen av mätmetoder för motorer till tunga fordon kommer även här att begränsas till USA och Europa-metoderna. Mätningen utförs på motor som placerats i en s k provbänk där den kopplas till en motorbroms, som gör det möjligt att driva motorn vid olika belastningar och därvid även mäta effektuttaget från motorn.

Även i det här fallet har körcykeln som specificerats för det standardiserade provet varit föremål för diskussioner och utvärderingar. Huvudinvändningen mot den i Europa gällande körcykeln har varit ungefär densamma som för lätta fordon. Den anses i det här fallet inte vara representativ p g a att den saknar transienta inslag.

Gällande krav i Sverige fram till anpassningen till EEG-direktivet 91/441 EEG (steg 2) för motorer till tunga fordon har specificerats i föreskrifterna A30 (SNFS 1991:11) och ändringsföreskrifterna SNFS 1994:12 och föreskrifterna rörande miljöklassning av "dieseldrivna tunga bilar" SNFS 1994:10 och dessa är tillämpliga för motorer med kompressionständning för tunga fordon över 3 500 kg. Undantagna är:

- Motorer till fordon med en maximal hastighet av ≤ 30 km/timme:
- Motorer till fordon som inte primärt är avsedda för landsvägstrafik eller transporter på landsväg.



Figur 4. EU-/ECE-körcykel för lätta fordon.

Efter att Sverige nu anpassat sig till och accepterar EU:s typgodkännande som baserats på direktivet 88/77 med senaste lydelse (96/01) kommer prov att utföras enligt EU/ECE-körcykel, Figur 5, vilket även skedde före anpassningen. I likhet med de övergångsbestämmelser som från EU:s sida medgetts för lätta fordon kommer systemet för miljöklassning att få behållas i första hand fram till 970101. I princip kommer EUs emissionskrav då vara i nivå med de krav som idag gäller för både klass C2 och C1. Hur det blir i framtiden är inte klarlagt, men det finns en vilja hos bl a regering och Naturvårdsverket i Sverige att gå vidare med systemet med miljöklassning av fordon.

Som framgår av Figur 5 består körcykeln av 13 steg varav stegen 1, 7 och 13 är tomgångssteg, stegen 2 t o m 6 är belastningssteg vid ett mellanvarvtal ("intermedeate speed") för den aktuella motorn och det skall ligga inom området 60 - 75% av fullastvarvtalet ("rated speed") eller närmare bestämt på maxmomentvarvtalet om detta kan identifieras. Stegen 8 t o m 12 är belastningssteg vid fullastvarvtalet för motorn ifråga. De 5 + 5 belastningsstegen vid mellanvarvtalet börjar med 10 % av maxeffekt vid det aktuella varvtalet och därefter 25 %, 50 %, 75 % och slutligen fullast. Vid fullastvarvtalet går belastningsstegen från fullast för steg 8 och därefter med avtagande motorbelastning till steg 12 som skall utföras vid 10 % av fullast vid fullastvarvtalet.

Vid beräkningen av medelutsläppet vid 13 stegsprovet appliceras s k viktningsfaktorer vilkas storlek har angetts under staplarna i andra stapelraden. Om man räknar samman viktsfaktorerna erhålls summan 1, vilket anger att alla 13 stegen tagits med i beräkningen. För varje steg multipliceras utsläppsvärdet uttryckt per tidsenhet (t ex g/timme) med sin viktsfaktor och summeras enligt formeln, som för ett exempel med beräkning av utsläppet av CO framgår av formeln, som återfinns under staplarna. Utsläppet anges i energienheten kWh, t ex g/kWh.

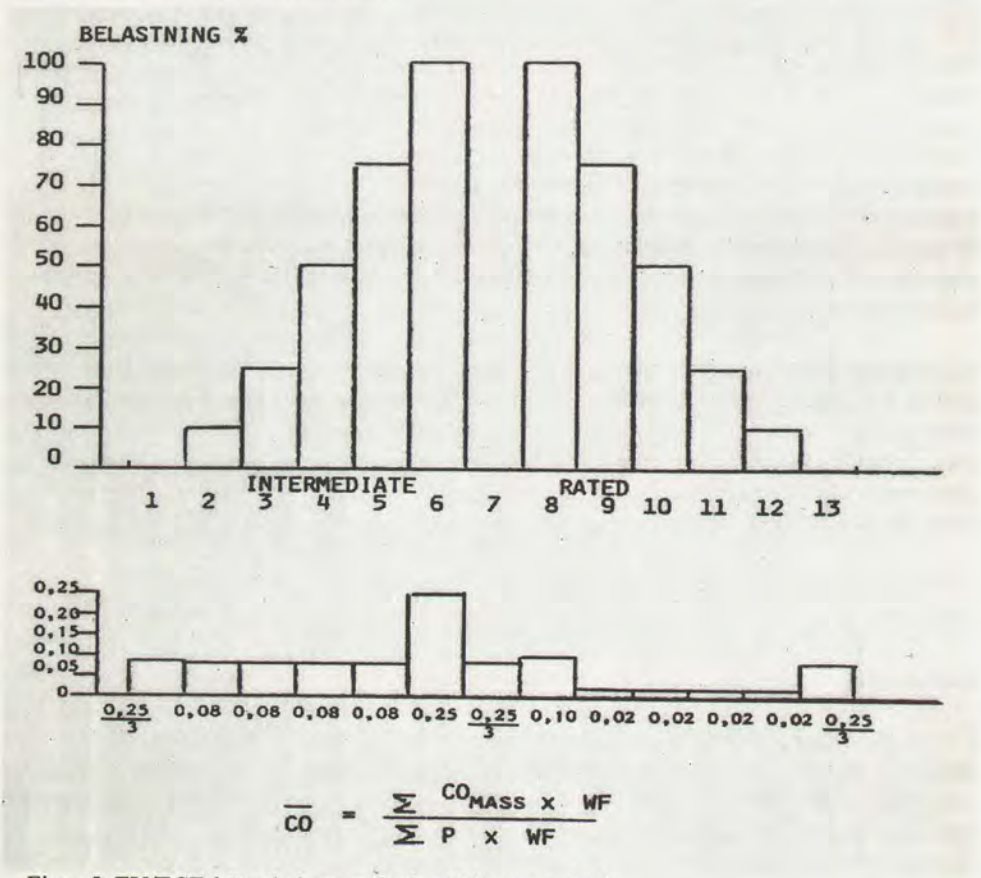
I följande stycken ges korta beskrivningar av USA-provet och provet enligt A30 och EEG-direktivet.

USA-provet

I USA används både bensin- och dieseldrivna motorer till tunga fordon och därför har man tidigare utnyttjat två olika provmetoder med konstantbelastningscykeln för emissionsmätningar. Efter att ha tillämpat dessa konstantbelastningscykler - en 18 stegs cykel för bensindrivna motorer och en 13 stegs cykel för dieseldrivna fordon - är numera två transienta körcykler (belastningscykler med varierande motorbelastning) specificerade för bensindrivna eller ottomotorer varav en "optional" och en transient cykel och för dieseldrivna motorer eller motorer med kompressionständning. I Federal Register (Federal Register, 1987 och senare) finns en körcykel för fordon (körning på chassidynamometer) definierad. Denna används dock inte vid officiella avgasmätningar, s k certifieringsprov.

Motorprov med transient belastningscykel kräver en särskild motorbroms och styrutrustning för denna eftersom motorvarvtalet och belastningen ändras sekund för sekund under vissa sekvenser under provet, Figur 6. Av utrustningen krävs också att motorn skall kunna dras runt (släpas) av bromsen under sekvenser som skall representera retardation av fordonet, vilket också kräver en särskild typ av motorbroms. Vidare måste en spädningstunnel motsvarande den som används för dieseldrivna lätta fordon användas för partikelprovtagning på de dieseldrivna motorerna. Eftersom det här rör sig om stora motorer krävs en utrustning som är

dimensionerad för att klara flöden som kan motsvara mer än 1 m^3/s. Alla dessa krav på mätutrustningen gör att den blir kostsam, men åtminstone de större av de europeiska motortillverkarna har trots detta anskaffat sådan utrustningen bl a för att kunna sälja motorer på USA-marknaden. Vid provtagning av partiklar skall två teflonbelagda (polyterafluoreten, PTFE) glasfiberfilter användas, varav det ena samlar upp det mesta av partikelutsläppen och det andra filtret tjänar som en "backup" för att fånga in partiklar, som kan ha passerat genom det första filtret. Som partikelmängd räknas summan av vikten (massan) på primärfiltret adderad till massan på sekundärfiltret.



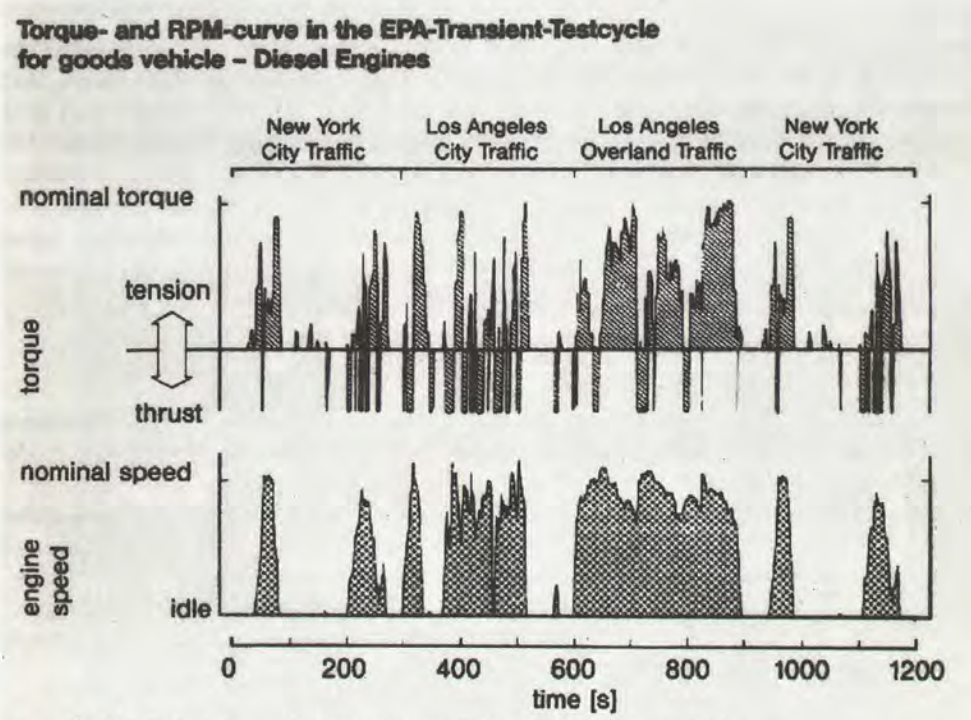
Figur 5. EU/ECE-körcykel tunga fordon (13 stegs cykel).

ECE R49-provet

Ett FN-organ Group of Rapporteurs on Pollution and Energy (GRPE) är bla ansvarig även för utveckling av provmetoder för motorer till tunga fordon. I Västeuropa är den absolut övervägande delen av de tunga fordonen utrustade med dieselmotorer. Därför anges i reglementen och föreskrifter att de omfattar dieseldrivna motorer till skillnad mot fordon med totalvikt lika med eller mindre än 3500 kg, vilka omfattar både bensin- och dieseldrivna fordon med vissa undantag för fordon (bilar som möter kraven för att bli miljöklassade) tillverkade för Sverigemarknaden. Som tunga fordon avses alla fordon med en totalvikt över 3500 kg. Avgaskraven inklusive testmetod för Sverigemarknaden har som redan nämnts

anpassats till EU-kraven för tunga fordon och därmed ligger gränsvärdena för utsläppen på samma nivå i Sverige som i andra länder som är anslutna till EU.

ECE R49-provet baseras på en 13-stegs belastningscykel för dieselmotorer, som är en Europa anpassning av USA 13-stegs-cykeln, Figur 5. I anslutning till figurerna visas som ett exempel formeln för beräkning av det viktade CO utsläppet. Utsläppen av HC och NOx beräknas enligt motsvarande formel. Som redan beskrivits innebär 13 stegs-provet att motorn drivs vid 3 steg med tomgång och 10 steg med konstanta motorbelastningar uppdelade på två olika motorvarvtal - varvtalet vid motorns maximala moment resp. varvtalet vid motorns maximala effekt.



Figur 6. USA-belastningscykel för motorer till dieseldrivna tunga fordon.

Provtagningen sker i avgasledningen efter motorn dvs i icke utspädda avgaser utom vid mätning av partikelutsläppen, då en spädningstunnel krävs för mätningen. I princip används samma typ av utrustning för analys av avgaserna som vid USA-provet, men framförallt motorbromsen kan vara av enklare konstruktion. Provtagning av partiklar kan vara tidskrävande om inte en speciell utrustning används som medger användning av ett filterpar för alla 13 stegen. I övrigt ställs ungefär samma krav på partikelprovtagningen som vid USA-provet. Den mätutrustning som i övrigt används är ungefär densamma som vid USA-prov. Eftersom man vid USA-prov mäter utsläppen vid en transient körcykel och späder avgaserna med luft ställs andra krav på analysutrustningen än vid ECE R49-prov. Dessutom omfattar USA-kraven mätning av aldehyder för vissa fordon drivna med ett alternativt bränsle som metanol.

Med GRPE som ansvarig har ett arbete pågått där en internationell samarbetsgrupp haft till uppgift att utveckla en ny körcykel eller revidera den europeiska körcykeln för tunga fordon. Sverige har deltagit i detta samarbete och från svensk sida har man i likhet med en del andra länder förordat för att körcykeln för tunga fordon skall utgöras av en transient cykel. En transient belastningscykel, FIGE, som utvecklats i Tyskland har utgjort ett förslag, Figur 7. Bilindustrin å sin sida har fört fram ett förslag till körcykler ACEA/OICA-cykeln, som består av två delar varav den ena delen är en konstantbelastningscykel (Emission Test Run), Figur 8, efter vilken emissionerna av CO, HC, NO_X, och partiklar skall mätas och som i princip skall ersätta 13 mode cykeln. Den andra delen är en dynamisk cykel (Dynamic Load Response), Figur 9, efter vilken avgasernas opacitet (ogenomskinlighet) skall mätas (Hedbom 1995).

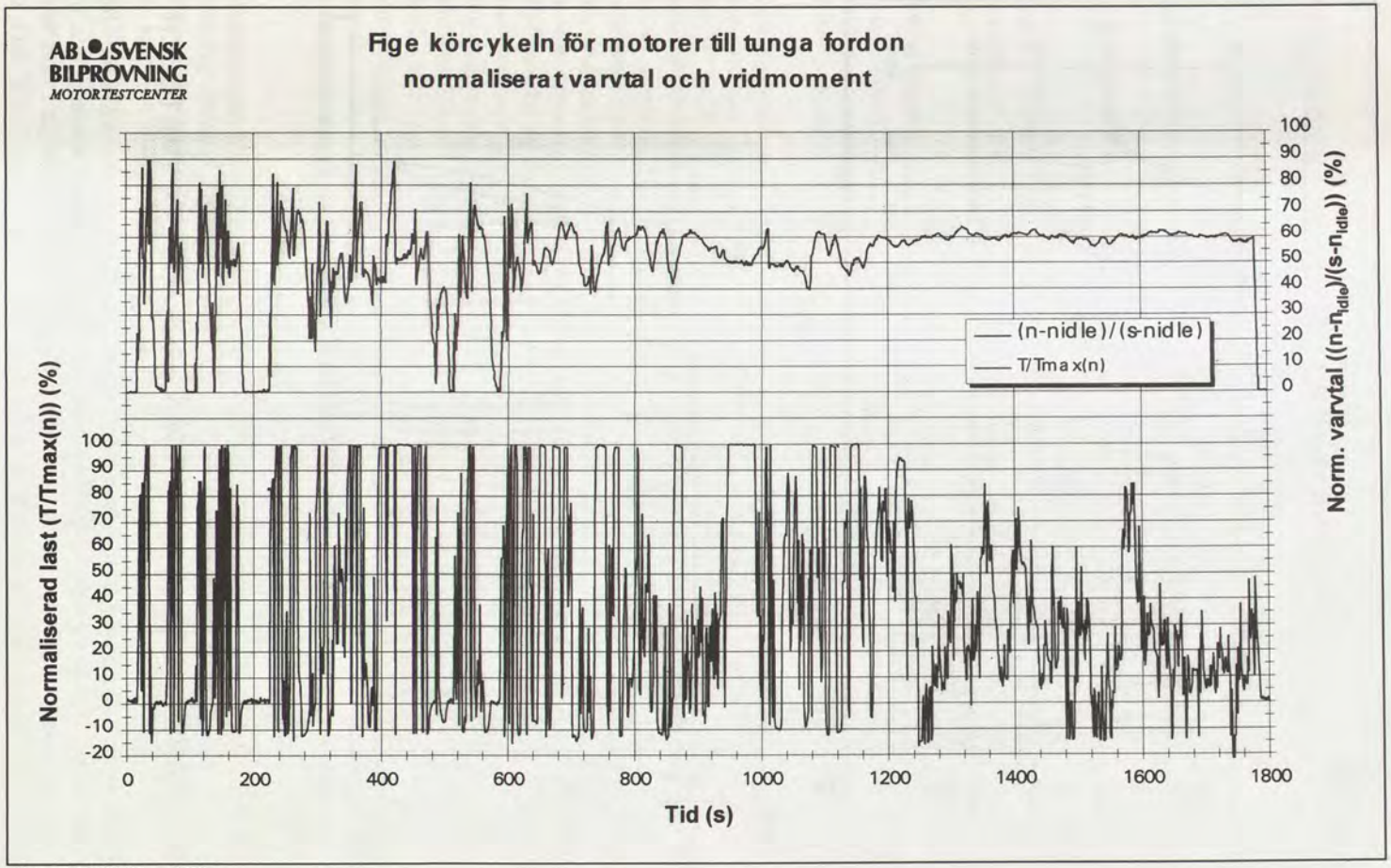
Man har nu enligt uppgift (Hedbom, 1996; Rodt, 1996) enats om en kompromiss där åtminstone under en övergångstid ACEA/OICA cykeln utvecklad av bilindustrin skall användas mätning emissioner och avgasernas opacitet och FIGE cykeln, Figur 7, som är en transient körcykel utvecklad av representanter för myndighetssidan med Umwelt Bundes Amt (UBA) i Tyskland som en part. UBA initierade och finansierade ett utvecklingsarbete som påbörjades tidigt under detta årtionde och i vilket även Sverige har deltagit bl a genom att MTC har bidragit med vissa undersökningar inom ramen för ett avtal som upprättats mellan AB Svensk Bilprovning och Naturvårdsverket. Idag finns således ett förslag till transient körcykel för emissionsmätningar, som lagts fram från myndighetssidan.

Kompromissen man har nått fram till är ungefär följande:

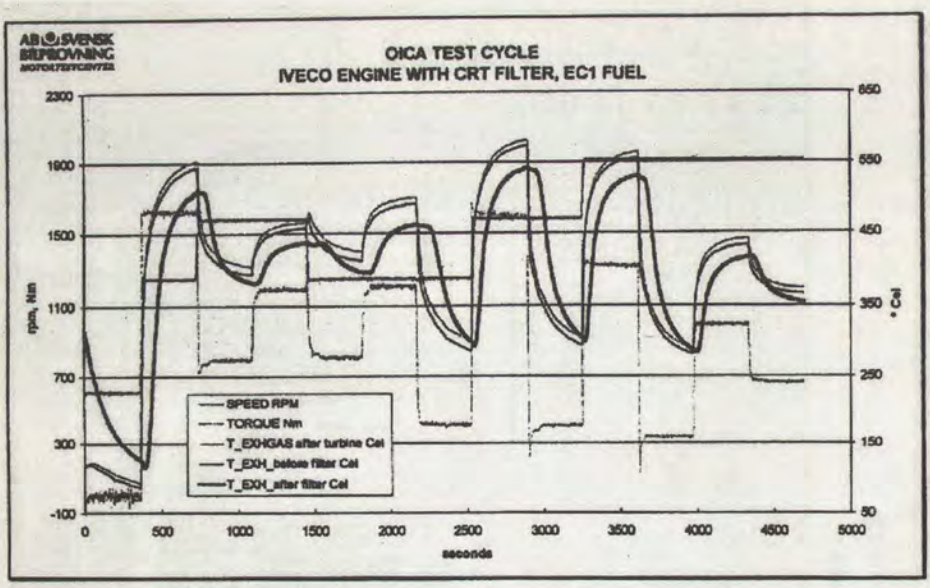
1. ACEA/OICA-cykeln skall används vid kontrollmätningar i anslutning till typgodkännande av konventionella dieseldrivna motorer drivna med dieselolja och utrustade med oxiderande katalysator, EGR etc..
2. Både FIGE-cykeln och ACEA/OICA-cykeln skall används vid kontrollmätningar i anslutning till typgodkännande av dieseldrivna motorer drivna med dieselolja och utrustade med bl a $DeNO_X$-katalysator och partikelfilter.
3. Både FIGE-cykeln och ACEA/OICA-cykeln skall används vid kontrollmätningar i anslutning till typgodkännande av motorer med tändstiftständning drivna med naturgas eller annat gasformigt bränsle.

Ännu har inget officiellt beslut fattats om framtida körcykler och det väntas inte kunna ske förrän gränsvärden, som skall gälla för de nya körcyklerna, har utvecklats.

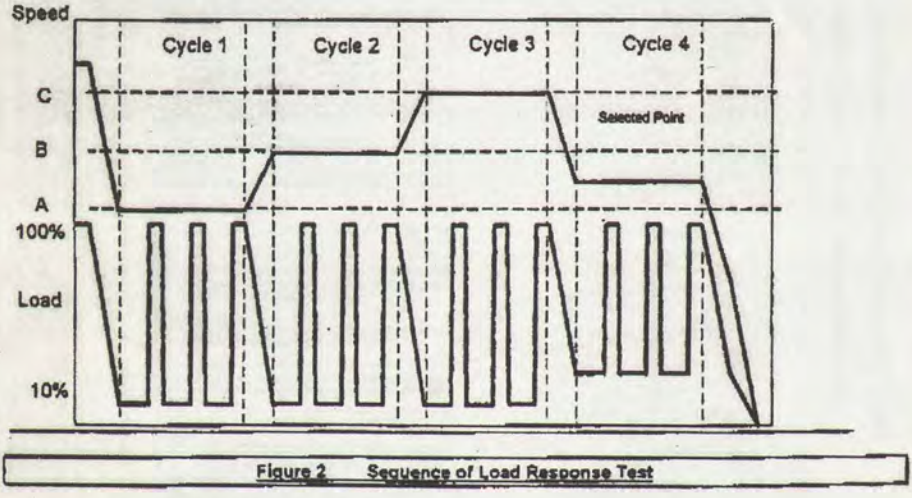
Ett nytt beslut om vilken körcykel, som skall användas, skall tas omkring år 2000. Då hoppas man från europeisk sida på att en harmonisering med främst USA och Japan ifråga om körcykel skall ha uppnåtts. Från europeiska myndigheternas sida är man angelägen om att det är FIGE cykeln , som skall användas (Rodt, 1996) såvida man inte kan komma fram till en gemensam körcykel för USA, Japan och Europa som tillfredsställer alla. En möjlighet är också att både FIGE körcykeln respektive ACEA/OICA-körcykeln kommer att användas även efter 2005 då nya emissionskrav för EU väntas bli införda.



Figur 7. FIGE-cykeln.



Figur 8. Del 1 i ACEA/OICA-cykeln (Emission Test Run)



Figur 9. En del av ACEA/OICA-cykeln betecknas "Load Responce Test"

3. BEGRÄNSNINGAR HOS STANDARDISERADE PROVMETODER

Standardiserade provmetoder är utvecklade för kontroll av att fordonen respektive motorerna möter de av myndigheterna uppställda emissionskraven. Mätningen måste kunna utföras med sådan noggrannhet, att risken för felbedömningar p g a undermåliga mätningar i stort sett är eliminerad. Så länge kraven inte omfattar andra föroreningar i avgaserna än CO, HC, NO_X och

partiklar kan man inte heller förvänta sig att en standard utvecklas för andra föroreningskomponenter.

Det finns även andra begränsningar hos de standardiserade mätmetoderna än ovan angivna och som i vissa fall kan bero på att det inte gått att skapa en enighet mellan de olika aktörerna på området. Ett exempel är utvecklingen av körcykler där myndighetens åsikter bryts mot motor- och fordonsfabrikantens och där resultatet av en kompromiss inte blir den bästa.

I Europa används inte alternativa bränslen i sådan omfattning att hänsyn till dessa bränslen förrän vid kommande ändring av provtagningstekniken tagits vid utveckling av de standardiserade metoderna. I ett följande avsnitt skall frågor diskuteras, som rör problem vid användning av konventionella (standardiserade) mätmetoder, när emissionsmätningar på motorer och fordon som drivs med alternativa bränslen skall utföras. Här nedan kommer körcykler, klimatfaktorernas påverkan och transformationen av emitterade bilavgas-föroreningar att diskuteras.

3.1 Vad representerar körcykeln?

Det resonemang som förs här rör inte enbart alternativa bränslen utan pekar på generella svagheter hos mätmetoderna. Givetvis kan mätmetoderna inte utvecklas så att de täcker all tänkbar användning av bilar, men det finns trots allt ett utrymme till förbättringar.

Utvecklingen av en körcykel för emissionsmätningar föregås som regel av s k körmönster-undersökningar, som omfattar körning med speciellt utrustad bil (eller utrustade bilar) i "verklig" trafik. Dessa undersökningar är som regel kostsamma p g a att de måste vara så omfattande att resultatet kan sägas spegla ett genomsnittligt körmönster för bilar i det område eller de områden där undersökningarna utförts. Inledningsvis har nämnts att körcykler utvecklade i USA företrädesvis grundas på körmönsterundersökningar utförda i Los Angeles. Dessa undersökningar påbörjades i Cincinnati, Ohio redan i september 1966 (Berg, 1982) men kom senare att integreras med körmönsterundersökningar utförda i Los Angeles . I juli 1970 lämnades ett förslag ut i Federal Register och detta kommenterades av bl a tillverkare av chassidynamometrar, som förde fram att den tillåtna accelerationen 1,48 m/s^2 överskreds och därför begränsade man accelerationen till detta värde. Efter vissa ytterligare undersökningar fastställdes LA-4 cykeln eller "EPA Urban Dynamomerer Driving Schedule for Light Duty Vehicles and Light Duty Trucks" (Stadskörcykeln) som den nu betecknas i Federal Register, Figur 1. Senare utvecklades en körcykel som skall representera körning på motorvägar (i Los Angeles. Den har fått beteckningen Highway Dynamometer Driving Cycle (Landsvägskörcykeln) i Naturvårdsverkets föreskrifter A12/A14 (SNFS 1987:3; SNFS 1992: 4).

ECE-körcykeln ("City Driving Cycle") utvecklades ungefär i mitten av 1960-talet och dess utveckling föregicks av körmönsterundersökningar enligt uppgift i ett tiotal europeiska storstäder. En undersökning utfördes även här i Sverige med en speciellt utrustad volvobil, som kördes i Stockholm och Göteborg. Resultaten från undersökningarna i Europa och Sverige utvärderades av dåvarande expertgrupp, "Group of Rapporteurs on Air Pollutions" (GRPA), lydande under ECE och sammanställdes till den tidigare omnämnda ECE R15-cykeln. Vid utvärderingen visade det sig att den uppmätta medelhastigheten var lägre i

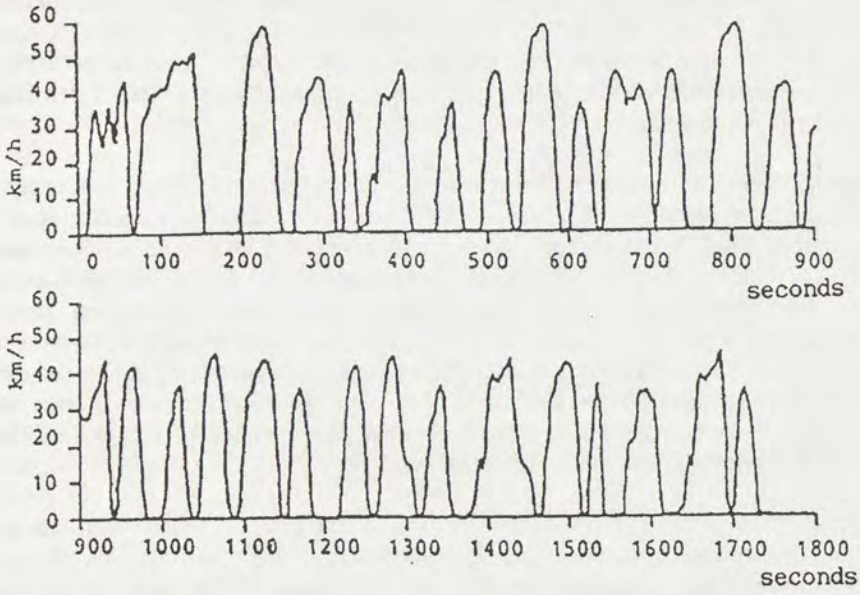
Stockholm och Göteborg än den genomsnittliga hastigheten i de tio europeiska storstäderna. Detta ger dock inte utslag hos den konstruerade körcykeln.

Som redan visats i Figur 4 har EU-/ECE-körcykeln reviderats sa att den nu i en del 2 täcker körning även vid högre hastigheter än 50 km/h, som är maximala hastigheten för ECE R15 cykeln. I del 2 av körcykeln går hastigheten upp till 120 km/h för bilar med ett massa/effekt förhållande som ligger över 30 kW/1 000 kg och en maxhastighet över 130 km/h. För bilar som ligger på eller under nämnda gränser gällde fram till 1996-01-01 att de skulle provas efter en cykel med hastigheten reducerad till 90 km/h, Figur 4. För bilar av klass II och klass III enligt EU-direktiv 70/220 med senaste lydelse 94/12 gäller undantagen fram till 970101. Inom klass II finns M_2 som är bilar för passagerartransporter med mer än 8 säten och en totolvikt $\leq$5000 kg och N_2 som är bilar för godstransporter med en totalvikt mellan 3500 och 12000 kg. Inom klass III finns M_3 som är bilar för passagerartransporter med över 8 säten och en totalvikt över 5000 kg och N_3 som är bilar för godstransporter med en totalvikt >12000 kg. Relaterat till emissionskraven har en viss ändring av definitionen av motor till en viss fordonsgrupp med indirekt insprutade (IDI) motorer gjorts så att gränsvärdet för partiklar under en övergångstid kommer att ligga något högre för dessa motorer än för motsvarande direktinsprutade (DI) motorer.

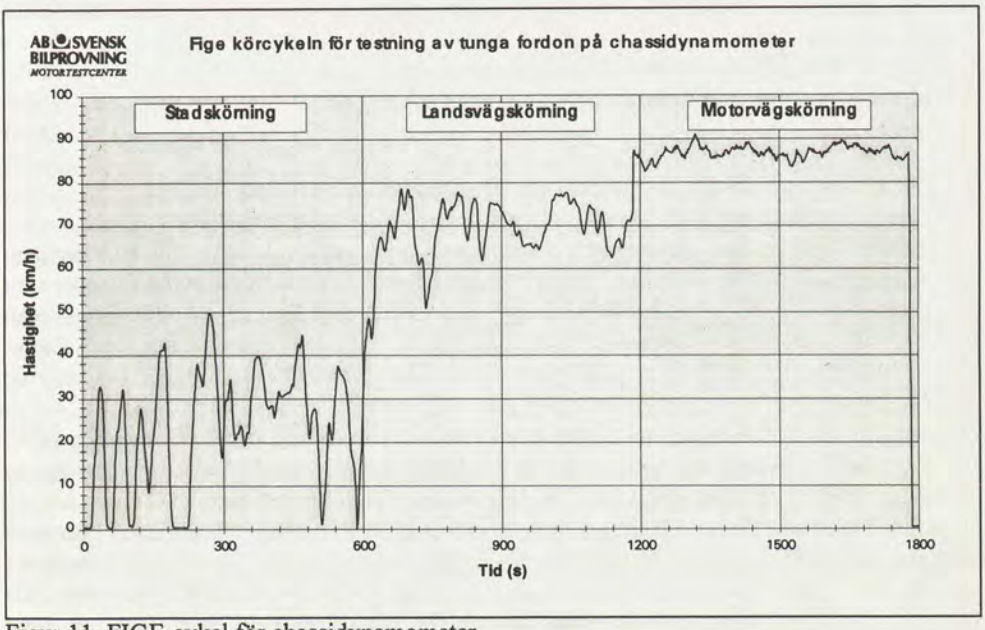
Till skillnad från USA-körcykeln, som representerar både innerstadstrafik och motorvägstrafik i Los Angeles området, representerar ECE-cykeln genomsnittlig körning i cityområdet eller dess närhet. För att även landsvägskörning skall vara representerad i körcykeln har som redan nämnts under senare år ett körmönster "Extra Urban Driving Cycle" (EUDC) med högre hastigheter fogats till den ursprungliga ECE-körcykeln.

När man bedömer körcykelns representativitet måste man komma ihåg att körcykeln i första hand skall utnyttjas för att på ett någorlunda allsidigt sätt mäta föroreningsutsläppen och bränsleförbrukningen från det för mätningen aktuella fordonet. Mätning av emissioner för godkännande av motorer och fordon måste så långt som möjligt harmoniseras över större marknader än enskilda länder. Biltillverkningen och bilförsäljningen är i högsta grad en internationell verksamhet och därför måste metoder för godkännande av nya motor- och bilmodeller harmoniseras. Vår bedömning är att USA körcykeln bättre representerar "verklig" körning än EU/ECE körcykeln med hänsyn till de hastighetsvariationer som cykeln omfattar.

Det man kan peka på som svagheter hos EU/ECE körcyklerna och 13 mode cykeln (nedan) är att de inte speglar en naturlig trafikrytm i tätorter och även i viss mån på landsväg. Särskilt i centrala delar av tätorter blir körningen mycket varierande vad beträffar hastighet och därmed också motorbelastning. Det är viktigt att den typen av körning speglas i det standardiserade körmönstret. Det är visserligen viktigt att körcykeln innehåller de fyra elementen tomgångskörning, acceleration, konstantkörning och retardation, men det är också viktigt att körningen med ojämn hastighet ingår som ett element eftersom sådan körning ställer krav på bilens styrsystem för bränsletillförseln till motorn. Ett exempel på sådan körning återspeglas i den sk "busscykeln", Figur 10, eller FIGE-cykeln för chassidynamometer, Figur 11, vilka dock inte har standardiserats. Detta är ingen stor nackdel, men det kan betyda att det är svårt att utanför det egna emissionslaboratoriet finna referensdata för emissioner. Även emissionen vid start och varmkörning av bilen är mycket viktig. Enligt uppgift (Laurikko, 1996) har diskussioner inletts om behovet av att inkludera start och körning vid lägre omgivningstemperatur (under 10 °C) i testmetoder för lätta fordon.



Figur 10. Busscykeln.



Figur 11. FIGE-cykel för chassidynamometer

Ett annat krav man bör kunna ställa på körcykeln är att den i likhet med FIGE cykeln, Figur 11, skall spegla körning över motorns hela belastningsområde. Med dagens motorstarka bilar kan detta rent mättekniskt vara svårt att åstadkomma, men det skulle inte vara omöjligt att

lägga in något eller några moment i avgasprovet där motorbelastningen ökas. Undersökningar (Laveskog, 1995a) har visat, att en bil som drar t ex en husvagn kan släppa ut avsevärt mycket större mängd föroreningar än när den körs utan husvagn. Det har också visat sig att utsläppen av CO kan öka förhållandevis kraftigt för vissa bilar om hastigheten ökas utöver den högsta hastighet som förekommer inom körcykeln (Egebäck, 1987; Laveskog, 1995).

Bland tekniker som genom sin verksamhet kan följa utvecklingen av bilen och dess styrsystem är man medveten om möjligheten att "lura" körcykeln (benämns i dessa kretsar för "cycle beating"). Med "cycle beating" avses att biltillverkaren med hjälp av elektroniska styrsystem kan reglera motorn så att utsläppen kommer att ligga på en låg nivå, när bilen körs enligt den standardiserade körcykeln, vilket innebär att den möter avgaskraven, men att utsläppsnivån blir högre, när körcykeln inte följs. Om detta förekommer hos dagens bilar, inte och om så är, i vilken omfattning är inte klarlagt, men enligt uppgift har det förekommit i några fall. I samband med arbetet med att ta fram en ny körcykel för tunga fordon inom ECE/GRPE har diskuterat cycle beating speciellt mot den amerikanska körcykeln. "Cycle beating" kan förekomma både i Europa (Sverige) och USA.

Att påvisa att "cycle beating" förekommer kräver sannolikt speciella studier, som inte ryms inom den standardiserade mätmetoden. I sammanhanget bör man komma ihåg, att bilfabrikanten också har pressen på sig att möta vissa marknadskrav som gäller bilens körbarhet och inte minst dess bränsleförbrukning.

Sammanfattningsvis kan konstateras att speciella mätprocedurer med specifika körmöster behöver genomföras för att :
1. Generera emissionsdata för trafiken i ett avgränsat omgivning.
2. Undersöka om låga emissionsnivåer uppnås utanför körcykeln.

3.2 Klimatets och andra faktorers påverkan på emissionerna

Ett problem med de standardiserade mätmetoderna är att hänsyn inte tas till faktorer som klimat, väglag, höjd över havet etc. Temperaturen har pekats ut som en av de faktorer som påverkar föroreningsutsläppen mycket kraftigt vid start och uppvärmning av bilen. Som redan nämnts utförs det standardiserade avgasprovet vid en omgivningstemperatur, som ligger mellan +20 °C och +30 °C. Vanligen utförs provet vid en temperatur som ligger vid omkring +22 °C.
Diskussioner har förts om att prova bilen även vid en lägre temperatur, -7 °C, men för ECE-provet gäller fortfarande att det utförs vid den högre temperaturen. Vid en undersökning baserad på USA körcykeln för personbilar, som utförts hos Motortestcenter (MTC) visade sig att skillnaden av utsläppen vid omgivningstemperaturen 20 °C mellan kallstartfasen (Yct) och varmstartfasen (Yht), Figur 1 ("Hot Transient Phase"), var 18 g/prov för CO, 3,5 g/prov för HC och 0,77 g/prov för NO_x. Undersökning vid -3 °C gav skillnaden 89,3, 11,8 och 2,03 g/prov för CO, HC respektive NO_x. Körsträckan för Yct respektive Yht är 5,78 km. Med "kallstartfasen" avses start vid den för provet angivna temperaturen och i detta fall +20 °C respektive -3°C. Det bör påpekas att bilen skall ha varit uppställd i provrummet så lång tid (minst 12 timmar) att den antagit samma temperatur som omgivningen (körcellen). För vissa av de alternativa bränslena t ex alkoholer, är det mer betydelsefullt än för andra att emissionerna karaktäriseras även vid start och körning vid lägre temperaturer (omkring 0°C).

Resultaten från ovan angivna undersökning visar vid jämförelse av utsläppen för "kallstartasen" Yct, när bilen startats vid -3 °C med utsläppen när den startats vid +20 °C att;

*CO ökar med en faktor 4,5;
*HC ökar med en faktor 3,3;
*NO_X ökar med en faktor 2,2.

Däremot är ökningen inte så stor vid varmkörd bil som vid en mot omgivningen temperaturkonditionerad bil dvs fordonet har varit uppställd (avstängd motor) så lång tid att fordonet har antagit omgivningens temperatur. Vid motsvarande jämförelse av utsläppen vid Yct som ovanstående blir ökningsfaktorerna 1,3 för CO, 1,1 för HC och 1,5 för NO_X. Mot bakgrunden av den relaterade undersökningen och andra studier kan man slå fast, att prov vid endast omgivningstemperaturen 20 - 30 °C är otillräckligt i ett land som vårt där medeltempreaturen ligger på ungefär +7 °C. Som framgår av Tabell 1 har Sverige genom systemet för miljömärkning (klass C1) infört krav som tar hänsyn till kallstartsemissionerna. Man kan förvänta sig en fortsatt utveckling i den riktningen även i andra länder. Eftersom det finns tätorter i vårt land exempelvis Luleå/Umeå/Kiruna där temperaturen långvarigt kan ligga i området -10 till-30 är det av stor vikt att mätningar utförs vid temperaturer i detta temperaturområde. Litteraturreferens. (Laveskog, 1992; Laurikko, 1994)

3.3 Transformationen av emissioner/omvandlingsprodukter

De primära avgaserna som bildas vid förbränningsprocessen i motorer kommer att omvandlas till andra luftföroreningar i närheten av utsläppskällan. Beroende på uppehållstid, klimat och årstid kommer dessa komplexa reaktioner att leda till att ett stort antal sekundära luftföroreningar bildas vilka kan påverka miljön och hälsan. Astmatiker är en känslig grupp personer som kan reagera kraftigt på denna bildade smog. Betydelsen av att undersöka olika bränslens emissioner med avseende på dess förmåga att bilda sekundära luftföroreningar belyses ej när standardiserade provmetoder för certifieringsändamål används för att utvärdera avgasernas potentiella miljö- och hälsoeffekter. En möjlighet att undersöka detta närmare är att analysera föreningarna som bidrar till att ge utslag hos HC instrumentet vid analys av avgaser genom att utföra en kvalitativ och kvantitativ kemisk analys på huvudkomponenterna. Med dessa som ingångsdata och med utnyttjande av "ozone forming factors" kan man beräkna en faktor som ger en uppskattning av bildningen av sekundära föroreningar härrörande från konventionella och alternativa bränslen vilket möjliggör en inbördes rangordning. Ovanstående resonemang kan i princip också tillämpas på föroreningarnas toxicitet dock komponentvis.

Med begreppet transformation avses den omvandling som sker genom kemiska reaktioner mellan vissa komponenter i avgaserna och även komponenter i omgivningsluften. Ett välkänt och studerat exempel är oxidationen av NO till NO_2 i bilens avgasledning, i vissa katalysatorer och sedan avgaserna lämnat bilen. Den oxidationen går relativt snabbt vid de förhållandevis höga NO-halterna i avgaserna. Däremot sker oxidationen långsamt i luften vid halter under 1 ppm. Mekanismen bakom detta är att NO - NO_2 söker ett jämviktsläge vid rådande temperatur. Då det gäller hälsorelaterade effekter knutna till kväveoxider är det främst kvävedioxid, som kan vålla problem och då isynnerhet hos astmatiker (SNV, 1990) men enligt senare forskningsrön även sådana personer som lider av pollenallergi (Bylin, 1991).

NO_2 påverkar primärt luftvägarnas slemhinnor och lungvävnaderna till följd av dess starkt oxiderande egenskaper.

På grund av riskerna för effekter på hälsan av kvävedioxid bör utsläppet begränsas så långt som möjligt och då särskilt i gatumiljöer. Det har ibland visat sig att vissa katalysator, och i aktuellt fall en katalysator som utvecklats för rening av dieselavgaser, påskyndade kraftigt oxidationen av NO till NO_2. Argumentet att NO oxideras till NO_2 även efter att avgaserna lämnat bilen kan visserligen höras, men den oxidationen går som redan nämnts förhållandevis långsamt vid NO_2 halter under en viss gräns. Under vissa vädersituationer kan luften bli nära stillastående i gatumiljön p g a dålig luftväxling vilket ger en särskillt besvärlig situation om utsläppen av kväveoxider i huvudsak består av kvävedioxid (NO_2).

Det har dessbättre visat sig vid undersökningar i anslutning till anpassning av katalysator till alkoholbränsle, att NO_2 kan reduceras till NO i en för ändamålet utvecklad katalysator, samtidigt som formaldehydutsläppen begränsas. Utvecklingen av en för alkoholdrift "skräddarsydd" katalysator fortsätter och det finns en god prognos för att en emissionsoptimerad katalysator skall kunna utvecklas (Pettersson, 1996). Detta förväntas gälla även för andra bränslen.

Generellt kan sägas att sådan utveckling av katalysator integrerad med motorutveckling kommer att krävas även för andra alternativa motorbränslen. Vid karakteriseringen av föroreningsutsläppen är det av stor vikt att en användning av sådana katalysatorer vidimeras.

Sammanfattningsvis kan konstateras, att det i många fall krävs speciella mät- och analysmetoder för att kartlägga och klargöra de problem som beskrivits i detta kapitel. I ett senare kapitel skall möjligheterna att komma över problem, som kan förknippas med användning av enbart standardiserade mätmetoder att beskrivas.

4. ICKE REGLERADE AVGASKOMPONENTER

Gruppen icke reglerade avgaskomponenter innehåller den klart största till antalet komponenter i avgaser från fordon. Uppskattningar av antalet icke reglerade avgaskomponenter varierar och beror på bränsle, motorkoncept, och körsätt dvs på ett stort antal parametrar. Ett rimligt antal icke reglerade avgaskomponenter från bensin/diesel drivna fordon är i storleksordningen 10000 till 15000 (Westerholm and Egebäck, 1994) och är beroende på detektionsnivåer i kvalificerad analysapparatur som används till avgasanalysen. Det är inte realistiskt att analysera samtliga dessa komponenter kvalitativt eller kvantitativt i avgaser genererade i förbränningsmotorer för fordon.

För att få en uppfattning av storleksordningen på mängden av emissionen av emitterade föroreningar i avgaserna kan följande översiktliga emissionsfaktorer presenteras. Koldioxid och vatten; storleksordningen kg/km, kväveoxider, kolväten: storleksordningen g/km, partiklar och aldehyder; storleksordningen mg/km, polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och nitroderivat av PAH: Storleksordningen µg/km. Emissionsfaktorerna anges endast för storleksordningen vilket klart visar att avgaser från fordon sträcker sig över ett stort kvantitativt intervall, dvs från kg/km till sub µg/km - en faktor större än 10^9. För att förstå att föreningar som emitteras i relativt små mängder är av stor betydelse för hälsoeffekter måste man ta med och bedöma föreningens (komponentklassens) biologiska effekt på djur och människor kombinerat med halten. Ett viktigt steg inom bilavgasforskningen är att identifiera

potentiella biologiskt aktiva eller andra ur miljösynpunkt viktiga föreningar. Detta förfarande ingår som ett viktigt steg i identifieringen av potentiella toxiska föreningar sk riskidentifiering. För att göra detta måste en förutsättningslös kemisk och biologisk analys/karaktärisering utföras som en viktig del i initierade och kommande forskningsprojekt avseende fordonsdrivmedel och avgaser. För att utföra denna förutsättningslösa riskidentifiering kommer det att krävas ett kontinuerligt utvecklingsarbete för framtagning av nya provtagningstekniker i kombination med en grundlig kemisk och biologisk analys.

Ofta utförs den kemiska/biologiska karakteriseringen av icke reglerade avgaskomponenter vid körcykler som används för certifieringsendamål men också även i speciellt utvecklade körcykler (ej för certifieringsendamål). Det bör poängteras att emissionsfaktorerna för icke reglerade avgaskomponenter saknar laglig validitet men en praxis har utvecklats i Sverige vilket innebär att stor hänsyn tas vid utvärderingar av bränslen/motorkoncept för att ge en så god bedömning av potentiella miljö och hälsoeffekter. Ett typexempel på detta är det dataunderlag (Westerholm and Egebäck, 1991) som ligger till grund för den svenska miljöklassificeringen av dieselbränslen enligt Svensk Standard. Sådana mer "kompletta" emissionskarakteriseringar kan användas och används vid relativa riskbedömningar vilket ger en möjlighet att jämföra och rangordna olika bränslen och motorkoncept. Detta förfarande används inom olika pågående projekt initierade av bland annat Naturvårdsverket och Kommunikationsforskningsberedningen. Vidare används metodiken av bränsleadditiv-producenter för testning och undersökningsverksamhet för att bedöma om tillsatsen till bränslet uppfyller substitutionsprincipen.

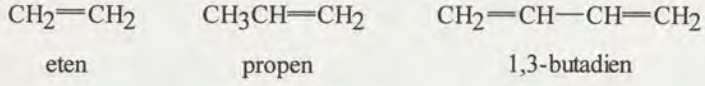
Relevanta icke reglerade avgaskomponenter med hänsyn till miljöeffeker och hälsorisker framgår av förteckningen nedan. Viktiga avgaskomponenter ur global skala är växthusgaserna så som koldioxid, lustgas, metan. Genom det stora antalet föroreningar som finns i fordonsemissioner kommer det att finnas okända föroreningar i olika halter, som kan förväntas påverka hälsotillståndet i olika grad speciellt för mer känsliga personer. Med denna reservation i minnet presenteras nedan relevanta icke reglerade avgaskomponenter med hänsyn tagen till hälsorisker. Denna lista är inte fullständig och det förväntas att den kommer att uppdateras utifrån framtida forskningsresultat.

Aldehyder:
Aldehyder, Figur 12, är kända för att vara irritanter och kan initiera allergiska reaktioner på känsliga personer. Formaldehyd bedöms också att vara carcinogen (CARB, 1989). I Stockholm har det varit klagomål på att etanoldrivna bussar "luktar illa" vilket delvis kan förklaras med att det bildas acetaldehyd och ättiksyra som har en stickande lukt under ogynnsamma driftsförhållanden. Detta problem är till stor del löst på den nya generationen av etanolbussar.

formaldehyd acetaldehyd

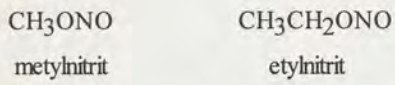
Figur 12. Exempel på relevanta aldehyder.

Alkener:
Vissa alkener, Figur 13, som eten, propen och 1,3-butadien har en potential till att omvandlas av kroppens enzymer till reaktiva metaboliter som kan initiera cancer. Eten metaboliseras till den reaktiva metaboliten etylenoxid i både djur (Törnqvist et al., 1988) och människa (Törnqvist et al., 1991).



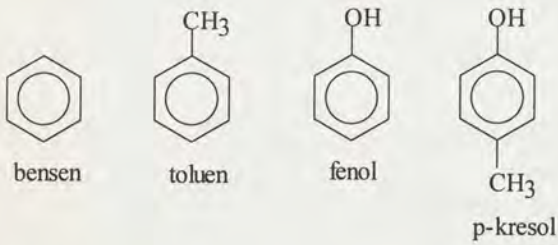
Figur 13. Exempel på relevanta alkener.

Alkylnitriter:
Akylnitriter, Figur 14, är mutagena (Törnqvist et al., 1983) och kan därför vara potentiella carcinogener. Alkylnitriter bildas från oförbrända alkoholer och kväveoxider i avgasplymen från fordon som körs på metanol/bensin och metanol/dieselblandningar (Jonsson and Bertilsson, 1982).



Figur 14. Exempel på relevanta alkylnitriter.

Aromatiska föreningar:
Monoaromatiska, Figur 15, föreningar av speciellt intresse är: Bensen, toluen, kresoler och fenoler. Yrkesexponering för bensen kan ge upphov till en förhöjning av risken att få leukemi (Törnqvist and Ehrenberg, 1994).

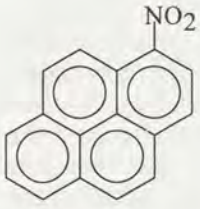


Figur 15. Exempel på relevanta monoaromatiska föreningar.

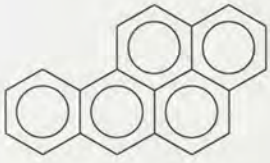
Polycykliska aromatiska föreningar, Polycyclic* Aromatic Compounds (PAC). Inom ämnesgruppen polycykliska aromatiska föreningar (PAC), Figur 16, finns undergruppen polycykliska aromatiska kolväten (PAH) har vissa påvisats framkalla cancer vid djurförsök på gnagare (IARC, 1983, 1989). Genom detta faktum så kan dessa föreningar anses som potentiella cancerframkallande föreningar även för människor. PAH bildas vid all typ av förbränning av organiskt material i luft och finns följaktligen i avgaser från motorfordon. Det finns flera olika faktorer som påverkar emissionen av PAH såsom kallstarter, körsätt, motorkoncept, avgasefterbehandlingskoncept, val av bränsle etc. I den svenska standarden för MK1 dieselbränsle specificeras mängden PAH i bränslet som en bränsleparameter.

Emissionen av PAH i avgaserna härrör dels från pyrosyntetiserade PAH (bildade i förbränningsprocessen) och dels oförbrända PAH som härrör från bränslet (Westerholm and Li, 1994). Detta medför att PAH emissionen i avgaserna kan minimeras när bränslets PAH innehåll är lågt. PAH fördelar sig mellan PAH adsorberade på partiklar och PAH som befinner sig i gasfas (Westerholm et al., 1991). Detta medför att för att mäta PAH emissioner från fordon måste både patikellokaliserade- och semivolatila föreningar provtas för att få ett total mått på PAH emissionen. Detta är speciellt viktigt att utföras när låga partikel emissioner är förväntade vilket leder till att PAH till största delen är lokaliserade till gasfasen.

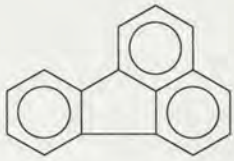
*I Europa anses polycykliska föreningar bestå av di- (två) och flerringade bensenringar vilket inte är semantiskt korrekt. Det korrekta är polycykliska, tri- (tre) och fler ringade aromatiska föreningar).



1-nitropyren



bens(a)pyren



Fluoranten

Figur 16. Exempel på relevanta PAC.

I Tabell 4 presenteras exempel på viktiga flyktiga organiska föreningar som kan påverka hälsan och som tidigare presenterats av Institutet för Miljömedicin (IMM) och C-E Boström verksam vid NV.

Tabell 4. Flyktiga organiska ämnen, kritisk effekt och lågrisknivåer, långtidsmedelvärden, (SOU, 1996:124).

Ämne	kritisk effekt	Lågrisknivå
bensen	leukemi	1,3 ug/m^3
toluen, xylen	centrala nervsystemet	40 - 400 ug/m^3
butadien	cancer	0,04-0,3 ug/m^3
eten	cancer	1,1 ug/m^3

Emissionskarakteriseringen bör även innefatta kända föroreningar som anses bidra till växthuseffekten enligt "Intergovernmental Panel on Climate Change" (IPCC, 1992).

5. METODER FÖR KARAKTÄRISERING AV ICKE REGLERADE AVGASKOMPONENTER OCH BIOLOGISKA EFFEKTER

Som tidigare poängterats består icke reglerade avgaskomponenter av ett relativt stort antal kemiskt olika komponenter dels i olika halter och dels i en mycket komplex blandning. Denna komplexa blandning hörrör ifrån oförbränt bränsle, oförbränd motorsmörjolja och pyrosyntesprodukter härrörande från bränslet/motorsmörjoljan. Vidare sker det en

transformation av råavgaserna om de passerar ett avgasefterbehandlingssystemet varvid ytterligare organiska och oorganiska reaktionsprodukter bildas. Exempel på oorganiska reaktionsprodukter som kan bildas i katalysator/partikelfilter avgasreningskoncept är; lustgas, ammoniak, vätecyanid, kvävedioxid etc. Genom att ottomotorn och dieselmotorn arbetar efter två skilda principer kommer det att vara olika kemiska betingelser som råder i cylinderns förbränningsrum och delvis olika bränslekomponenter att resultera i att man får olika "kemiska profiler" kvalitativt från de olika motorprinciperna. Detta kommer att påverka den kemiska profilen som emitteras kvalitativt och kvantitativt dvs skillnader men också likheter erhålles

Eftersom i ordets betydelse "icke reglerade" menas att det ej finns några lagkrav, som måste uppfyllas, saknas strikt standardiserade provtagningstekniker. Detta betyder att provtagnings- och analysverksamheten avseende icke reglerade avgaskomponenter baseras på tekniker som kan vara unika för det laboratorium som utför studien. Det finns flera metodiker beskrivna i den vetenskapliga litteraturen men huvudsyftet är att erhålla mätresultat som är jämförbara vilket kan vara förknippat med svårigheter. En viktig parameter för att studera icke reglerade avgaskomponenter är att provtagningen utförs i spädda avgaser för att minimera bildningen av artefakter (kemiska föreningar som bildas artificiellt p g a använt provtagningsförfarande) från reaktiva avgaskomponenter. Ett typexempel på detta är bildning av 1-nitropyren från kvävedioxid och pyren som sker på filterprovet om provtagningen utförs på ej utspädda avgaser, vilket kan praktiskt taget elimineras om provtagningen utförs på spädda avgaser (Pitts et al., 1978).

De biologiska kortidstester som användes för att studera avgasers biologiska effekter inom "Tätortsprojektet" är Ames test ett mutagenicitetstest som bygger på en återmutation av olika *salmonella thyphimurium* bakteriestammar (Rannug, 1983, Sjögren et al., 1995) och TCDD receptor affinitetstest (Mason et al., 1992). I mutationstestet studeras både direktmutagena och indirekt mutagena avgaskomponenter utan och med enzymer (S9, råttlever homogenat). Skillnaden mellan direktmutagena och indirektmutagena föreningar är att direktmutagena föreningar inte behöver metaboliseras till mutagena metaboliter. De båda biologiska kortidstesterna har använts och används även fortlöpande idag för att undersöka partikulära och semivolatila föreningar i den spädda avgasen från olika bränslen/motorkoncept (Westerholm et al., 1991; 1995).

För att bedöma och identifiera potentiella miljö- och hälsoeffekter från alternativa bränslen och bränsleblandningar bör den utföras i flera steg i syfte att optimera informationen och reducera kostnaden för bedömningen. Amerikanska Naturvårdsverket, US EPA, (del Figueroa, 1992) har utarbetat ett tillvägagångssätt för att bedöma bränslen och bränsleadditiv som baserar sig på tre påföljande bedömningssteg. Varje bedömningssteg syftar till att bestämma behovet av att utföra påföljande bedömningssteg för att identifiera och utvärdera potentiella miljö och hälsoeffekter. Nedan följer en mycket översiktlig presentation av del Figureoas presentation vid "Seminars on Motor Fuels", Lidingö, 1992 gällande utvärdering av bränslen och bränsleadditiv.

Bedömningssteg I.
I detta bedömningssteg ingår litteratursammanställning, emissionskarakterisering och "miljömodellering". Emissionskarakteriseringen består av mätning av reglerade föroreningar (CO, HC, NOx och partiklar) och mätning av följande icke reglerade avgaskomponenter

(komponentklasser): Enskilda kolväten, ketoner, aldehyder, alkoholer, etrar, polycykliska aromatiska kolväten (PAH), nitro derivat av PAH (nitro-PAH) och om metalladditiv tillsättes till bränslet skall även metall organiska metall derivat identifieras och kvantifieras. Baserat på den kemiska karakteriseringen skall en bedömning av exponeringsnivåer utifrån modellberäkningar utföras, bedömning av atmosfärskemisk reaktivitet, bedömning av omvandlingsprodukter (sekundära luftföroreningar), och bedömning av "environmental partitioning".

Bedömningssteg II.
Avgaser, som genereras härrörande från bränslen och bränslen med additiv, tillsatstestas vid inhalationsförsök på försöksdjur där sex olika biologiska slutpunkter; carcinogenicitet (förmåga att ge cancer), mutagenicitet (förmåga att skada arvsanlagen), teratogenicitet (förmåga att ge fosterskador), "adult reproductive toxicitet" (förmåga att ge skada på fortplantningsorgan eller deras funktion), "pulmonary toxicity" (förmåga att ge skada på andningsorganen) och neurotoxicitet (förmåga att ge skada på nervsystemet och dess funktion) skall studeras. Dessa tester är mycket kostsamma och tidskrävande varför US EPA kommer att utarbeta ett förslag med syftet att förbättra effektiviteten och göra den biologiska utvärderingen mer praktiskt tillämpbar. Modifieringen består av en 90 dagars exponeringsstudie som inkluderar fem biologiska slutpunkter: Carcinogenicitet, mutagenicitet, neurotoxicitet, reproduktivitet och "pulmonary". Utöver 90 dagars exponeringsförsöket skall en separat studie av teratogeniciteten utföras separat i enlighet med tidigare direktiv.

Bedömningssteg III.
Omfattningen av detta utvärderingssteg preciseras av US EPA från fall till fall beroende på utfallet i bedömningssteg I och II.

Eftersom de enligt ovan beskrivna utvärderingsstegen kan bli mycket kostsamma för industrin och det förväntade relativt stora antalet bränslen/bränsleadditiv att utvärdera bör utvärderingar samordnas för att reducera kostnader och tidsåtgång. För att underlätta samordningen har US EPA definierat ett bränslegrupperingssystem. Detta grupperingssystem består av följande "bas bränslen": oblyad bensin, blyad bensin (har upphört som klass 951231), diesel och följande alternativa bränslen metanol, etanol, metan och propan. Det förväntas att US EPA kommer att definiera ytterligare bränsle- "familjer" efter framtida behov. Genom att utnyttja bränsle-familjsbegreppet kan dubbelarbete undvikas och tillgängligheten på körtid vid laboratorier att förbättras enär US EPA är medveten att det finns ett begränsat antal laboratorier som kan utföra dessa omfattande undersökningar på ett tillfredsställande sätt. Utifrån bl a ovanstående förslag har en slutgiltig omfattande version publicerats i Federal Register (Federal Register, 1994) för utvärdering av bränslen och bränsleadditiv.

6. PROBLEM VID TILLÄMPNING AV KONVENTIONELLA MÄTMETODER VID UTVÄRDERING AV ALTERNATIVA DRIVMEDEL

Av beskrivningen under kapitel 2 har standardiserade metoder för bilavgasemissioner avsedda för Europa- och USA-marknaden beskrivits och under kapitel 3 har vissa av problemen förknippade med användning av enbart standardiserade mätmetoder vid karakterisering av

avgasemissioner beskrivits. Det här kapitlet är mera inriktat på att beskriva problemen vid tillämpning av konventionella metoder vid utvärdering av alternativa drivmedel.

Den fråga man först bör ställa sig är i vilket sammanhang en emissionsmätning skall utföras. Är det för godkännande av motor, fordon eller avgasreningskoncept; eller är det fråga om generering av ett underlag för en preliminär bedömning, som inte direkt är kopplad till lagfästa emissionskrav; eller gäller det mätningar analyser och test för att kartlägga och klarlägga bränslets miljöpotential att användas som underlag för miljöklassning eller ett annat liknande syfte? Eftersom de förstnämnda två fallen inte nödvändigtvis kräver mer än prov enligt standardiserade eller vanligen använda mätmetoder med vissa kompletterande mätningar kommer i första hand den fortsatta beskrivningen att koncentreras till det tredje fallet.

För en fullständigare karakterisering av föroreningsutsläppen beskriven i kapitel 4 är det otillräckligt att begränsa emissionsmätningarna till dagens standardiserade metoder. Den standardiserade mätmetoden har utformats för att möta de myndighetskrav på mätningar som behöver utföras för att kontrollera att avgaskraven uppfylls och som skall utgöra ett underlag för ett godkännande eller en certifiering av ett visst koncept av motor eller fordon. Som beskrivits i kapitel 2 är bl a kravet på mätnoggrannhet särskilt viktigt för sådana mätningar. En standardisering av metoder för mätning av flera avgasföroreningar är de än idag reglerade föroreningarna är välbehövlig, men detta kommer att kräva stora arbetsinsatser och en internationell samordning. I praktiken kan den standardiserade metoden därför inte utformas så att den tar hänsyn till alla faktorer som kan påverka emissionsbilden. Den ger med andra ord inte en helhetsbild av de emissioner, som kan ha betydelse för att bedöma det aktuella konceptet från hälso- och miljösynpunkt.

För lätta fordon kan en teknisk bedömning av bränsle-motorkombinationen ge en vägledning om vilka emissionsparametrar, som utöver de reglerade emissionerna, behöver karakteriseras i första hand. I princip är det en fördel om standardiserade körmönster kan användas vid provtagningar, då därigenom resultat från mätningar på andra bränsle-motorkombinationer kan utnyttjas som referens.

En möjlighet att förbättra utvärderingen för tunga fordon är att utnyttja en speciell körcykel den sk "busscykeln", Figur 10 eller FIGE-cykeln för chassidynamometer, Figur 11. Att utföra mätningarna på en motor i provbänk kan ha mättekniska fördelar särskilt om motorbromsen medger att transienta driftscykler kan följas. Från kostnadssynpunkt är det dock ofta en fördel att utföra provet med fordonet på en chassidynamometer särskilt om den för provet aktuella motorn redan finns monterad i ett fordon. Fördelen ligger också i att flera exemplar av samma motor-fordonstyp kan provas för undersökning av variationen från fordon till fordon. Dessutom är fordonets drivlina från motor till drivhjul inkopplad under provet. Vid val av prov på motor eller fordon måste man trots allt beakta att mätningen kan göras noggrannare vid prov på motor.

Vid mätning av föroreningar i bilavgaser används en bestämd uppsättning analysinstrument inklusive provtagningsutrustning. Analysinstrumenten och provtagningsutrustningen har utvecklats och anpassats för mätningar i fall då bensin och dieselbränsle används som drivmedel. Analys av de reglerade föreningarna (ej partiklar) samt den icke-reglerade avgaskomponenten koldioxid görs med direktvisande instrument under testkörningen.. HC

analyseras med flamjonisationsdetektion ("flame ionization detector", FID), CO och CO_2 med icke dispersiv (utan spridningsoptik) infrarödanalys ("nondispersive infrared", NDIR) och NO_X med kemiluminiscensdetektion (CLD). I några avseenden är dessa instrument och provtagningsutrustningen inte anpassade för användning av alternativa bränslen och särskilt naturgas/biogas, alkoholer och rapsmetylester (RME). Följande beskrivning avser att ge en bild av problemen.

För mätning av kolväten i avgaserna används en flamjonisationsdetector (FID). Problemet med analys av kolväten i avgaser vid särskilt etanoldrift och även vid drift med RME kan beskrivas i följande punkter:

1. Det är bekräftat att flamjonisationsdetekton ger en respons inte bara för kolväten utan även för andra ämnen som innehåller kolatomer (Dietz, 1967). Det betyder att även alkoholer (som vanligen finns till förhållandevis hög halt i avgaserna) ger en viss respons hos flamjonisationsdetekton. Syreinnehållande föreningar som etanol, metanol aldehyder etc. ger lägre relativ respons än kolväteföreningar men de är inte kolväten och skall därför inte räknas in i gruppen kolväten.
2. Även om utsläppen av alkoholer kan vara större än utsläppen av kolväten utgör de en betydligt mindre hälsorisk i den mängd dessa förekommer i avgaserna.
3. Till följd av att alkoholbränslena är enkla och har en väl definierad molekylstruktur finns det anledning att tro att även de kolväten som bildas vid förbränningen är enkla och är i varje fall till antalet färre än i avgaserna från bensin- och dieseldrivna bilar.

Problemet idag är att de resultat som erhålls vid mätning av kolväten i avgaserna vid alkoholdrift jämställs med kolväten som mäts vid bensin resp. dieseldrift. Det troliga är att mätningen tvärtom ger för höga värden och att de kolväten som verkligen finns i avgaserna kan vara sådana som utgör en mindre risk från miljö- och hälsosynpunkt. Till ovanstående kan läggas att den alkohol som eventuellt avdunstar inte heller skall räknas som kolväten utan en alkohol som ifråga om etanol och sannolikt även metanol i de små mängder det rör sig om inte utgör någon påtaglig hälsorisk och alkoholen ger sannolikt också en mindre miljöstörning än avdunstningsemissionerna vid användning av bensin som motorbränsle. Däremot kan det också vara så att tillräcklig hänsyn inte tas till avgaskomponenter som aldehyder och alkylnitriter.

Vid användning av RME som bränsle är problemet troligen ännu mer komplicerat p g a att RME tillverkas av rapsolja och metanol och att det krävs en analys även av bränslet för att bestämma dess sammansättning och en analys av avgaserna för att studera vilka ämnen som ger utslag på FID. Eftersom glycerin utgör en restprodukt vid tillverkningen av RME kan det inte uteslutas, att det finns rester kvar av glycerin i bränslet. Vad gäller RME finns det även ett provtagningstekniskt problem. Det finns indikationer på att det sker en utfällning av tunga avgaskomponenter i provtagningsledningar trots att dessa är uppvärmnda till en temperatur nära 200 °C. Genom denna kondensation förväntas partikelemissionsmätningen också att ge för låga mätresultat. Det finns indikationer på att temperaturen i provtagningsledningarna måste höjas över den som angetts för standardmetoden. Detta måste dock studeras noggrannare innan någon säker bedömning kan göras.

Ett tredje problem och då vid mätning på fordon som drivs med naturgas respektive biogas är att den FID som vanligen används inte är selektiv, vilket innebär att man inte kan särskilja halten metan i avgaserna från andra kolväten. För att kunna skilja på metan och andra kolväten används en för ändamålet särskilt anpassad FID. Denna FID innehåller en katalysator som vid ett av stegen i mätningen oxiderar övriga kolväten utom metan. Det har visat sig att metan kräver en högre temperatur för att oxideras i en katalysator och metanhalten kommer därför inte att påverkas av katalysatorn. I ett andra steg av mätningen leds avgaserna förbi katalysatorn och därigenom kan totala halten kolväten analyseras. Mätresultatet utgör skillnaden mellan HC-halten vid steg 2 och halten vid steg 1. Det kan tilläggas att större delen av kolväteutsläppen vid naturgas-/biogasdrift utgörs av metan.

Som redan påpekats kan transformationen av NO till NO_2 i fordonets avgassystem och särskilt i vissa typer av katalysator utgöra ett problem. Det analystekniska problemet består i svårigheten att generera data för NO_2 under körning enligt transienta körcykler. Det analysinstrument, som används utnyttjar kemiluminiscens och med ett sådant instrument kan både NO_X och NO analyseras. NO_2-halten erhålls genom att subtrahera NO från NO_X, men analys av NO kan inte utföras parallellt med analys av NO_X. Bl a därför erhålls inget värde for NO_2 annat än vid konstantkörning, där instrumentet kan kopplas över från NO-steget till NO_X-steget under konstantkörningen. Problemet kan inte lösas inom ramen för det standardiserade provet utan här krävs en särskild instrumentuppsättning och enhet för datainsamling under provtagningen.

Med hänsyn till det som beskrivits här ovan rekommenderas att särskilda forskningsprojekt initieras med syfte att klarlägga och om möjligt lösa problemen.

Erfarenheten från tidigare utförda förhållandevis omfattande undersökningar av bl a avgasemissionerna som föregick den svenska miljöklassningen av dieselbränslen visar att det krävs ett väl bearbetat dataunderlag för beslut, där de ekonomiska konsekvenserna kan bli betydande. I de fall ett av argumenten för ett beslut om en åtgärd utgörs av ett hänsynstagande till konsekvenser för hälsa och miljö är det nödvändigt att ha en så säker grund för beslutet som möjligt. Å andra sidan kan vissa bedömningar vad gäller föroreningsutsläpp vid tex användning av vissa väl definierade bränslen göras utifrån de erfarenheter som genererats genom tidigare forskning och undersökningar. Den möjligheten har setts som viktig vid utarbetandet av de förslag som preliminärt lämnats i denna arbetshandling.

Vid en fullständigare karakterisering av föroreningsutsläppen från system med kombinationen bränsle/motor respektive bränsle/fordon är det viktigt att sträva efter att emissionsmätningarna föregås av en bedömning av vilka komponenter i avgaserna som i första hand skall mätas, vilket dock inte betyder att mätning av andra komponenter skall utelämnas. Bedömningen bör grundas på följande frågor och frågeställningar:

1. Vilken bränsle/motorkombination är aktuell?
2. Vilken specifikation gäller för bränslet?
3. Innehåller bränslet additiv och i så fall vilka?
4. Vad är renhetsgraden på bränslet (gäller framförallt naturgas, biogas och RME)?
5. Är det något speciellt med den motor, som bränslet är avsedd för?
6. Avses det aktuella fordonet att framförallt användas i stadstrafik, landsvägstrafik eller i både stads och landsvägstrafik?

7. Är det fråga om ett landsvägsfordon eller en arbetsmaskin?
8. Kan man förvänta sig en påverkan från motorsmörjoljan?
9. Kan man verifiera om motorsmörjoljan och bränslet är kompatibla?
10. Är bränslet stabilt även vid höga och låga temperaturer samt åldringsbeständigt?
11. Hur är startbarheten vid lägre yttertemperaturer?

Om det gäller undersökning av ett generellt använt motorbränsle kan man givetvis inte begränsa sig till en viss typ av fordon. Då är det viktigare att med ledning av bränslets sammansättning koncentrera frågorna till bränslets sammansättning som en första bedömning av dess miljöpotential. Man måste dock vara försiktig vid en sådan bedömning eftersom det trots allt är kombinationen bränsle/motor som bestämmer hur väl miljöpotentialen har tagits till vara. Som exempel kan nämnas att naturgas och även renad biogas kan ha en enkel sammansättning men använd i en undermåligt utvecklad motor kan utsläppen av både kväveoxider och kolvätet metan vida överstiga utsläppen av dessa ämnen hos en motor, som drivs med konventionellt drivmedel. Ett annat exempel gäller molekylärt enkla bränslen som alkoholerna metanol och etanol, för vilka det finns en särskilt stor risk för stora utsläpp av aldehyder (särskilt formaldehyd vid metanoldrift och acetaldehyd vid etanoldrift) om inte motorsystemet inklusive katalysator har utvecklats för bränslet.

7. SLUTSATSER

Uppgiften för projektarbetet har varit att bedöma vilka emissioner som är mest relevanta att analysera vid användning av olika alternativa motorbränslen och att beskriva vilka mätmetoder som är mest lämpliga att använda vid karakterisering av emissionerna. Varje typ av motorbränsle har unika egenskaper. Man kan förvänta sig att kritiska emissionsparametrar påverkas olika för olika bränslen. En viktig uppgift för den som utför emissionsmätningarna är att genom resultaten beskriva skillnader i emissionsnivåer och identifiera komponenter som kan ha betydelse vid bedömning av hälso- och miljöeffekter. För den som skall utveckla motor och avgasreningssystem för ett visst bränsle är det viktigt att veta vilka emissioner som särskilt skall/kan bli föremål för begränsning.

I Tabell 5 har ett urval av aktuella icke reglerade avgasföroreningar presenterats för olika motor bränslen och tillsatser som alkoholer och etrar till vissa motorbränslen. Urvalet har begränsats till sådana föroreningar som erfarenhetsmässigt visat sig förekomma i sådan mängd i avgaserna att de kan bedömas ha betydelse vid en bedömning av hälso- och miljöeffekter. Att det nu gjorts ett urval utgör ingen garanti för att alla "viktiga" icke reglerade föroreningar tagits upp i tabellen. Som ett exempel kan pekas på att bränsletillsatserna (additiven) kan ställa till okända problem och kanske särskilt om t ex en från användnings- och hanteringssynpunkt olämplig tändförbättrare tillsätts bränslet. Personalen som skall utföra service och underhållsarbeten på fordonen måste skyddas.

Från arbetarskyddssynpunkt kan produktionen och den senare hanteringen av bränslet ha så pass stor betydelse att en typ av bränsle väljs framför ett annat. I tabellen har både bensin och dieselolja tagits upp men bara som referens. För dessa bränslen finns en betydande databank både här i vårt land och i andra länder. Vid försök till jämförelse mot data i den internationella litteraturen stöter man dessvärre ofta antingen på att aktuella data saknar önskad bredd, att mängden data inte är tillräckligt stort för att säkerställa resultaten. Det kan också vara så att

till synes intressant undersökning inte blir särskilt intressant när det blir klarlagt hur undersökningen utförts och varför undersökningen genomförts.

Tabell 5. Förslag till analys av prioriterade icke reglerade avgaskomponenter och förslag till biologiska test att utföra vid utvärdering av olika motorbränslens miljöpotential.

Analyser/test	Bensin	Dieselolja	Alkohol i dieselolja	Etanol	Metanol	Naturgas	Biogas
Partikelanalys#	X	X	X	(X)	(X)	(X)	(X)
Aldehyder	X	X	X	X	X	(X)	(X)
Alkener	X	X	X	X	X	X	X
Metylnitrit			X	(X)	X		
Etylnitrit			X	X	(X)		
Monoaromater	X	X	X	X	X	X	X
PAC	X	X	X	X	X	X	X
NO_2	X	X	X	X	X	X	X
CO_2	X	X	X	X	X	X	X
Växthusgaser(IPCC)	X	X	X	X	X	X	X
Mutagenicitetstest	X	X	X	X	X	X	X
TCDD-receptor-affinitet	X	X	X	X	X	X	X
Neurotoxicitet	X	X	X	X	X	X	X

Analyser/test	ETBE i bensin	MTBE i bensin	RME i dieselolja	RME	Motor-gas	DME	alkoholer i bensin
Partikelanalys#	X	X	X	X	(X)	X	X
Aldehyder	X	X	X	X	(X)	(X)	X
Alkener	X	X	X	X	X	X	X
Metylnitrit		(X)	(X)	X	X	X	X
Etylnitrit	(X)		(X)	(X)	(X)	X	X
Monoaromater	X	X	X	X	X	X	X
PAC	X	X	X	X	X	X	X
NO_2	X	X	X	X	X	X	X
CO_2	X	X	X	X	X	X	X
Växthusgaser(IPCC)	X	X	X	X	X	X	X
Mutagenicitetstest	X	X	X	X	X	X	X
TCDD-receptor-affinitet	X	X	X	X	X	X	X
Neurotoxicitet	X	X	X	X	X	X	X

#Partikelanalysen bör kompletteras med partikelstorleksmätningar där data saknas. Det finns litteraturuppgifter (studier på råtta), som tyder på att även rena partiklar som sådana (titandioxid- "carbon black"-partiklar) kan ge upphov till liknande hälsoeffekter som dieselpartiklar (Heinrich et al., 1995). En viktig uppgift är att de riktigt små partiklarna, som troligen inte fångas in vid användning av den standardiserade märmetoden, kan ha störst betydelse.

Sammanfattningsvis föreslås en undersökning och utvärdering av olika motorbränslen omfatta nedanstående bedömningssteg:

Bedömningssteg 1

1. Bränslet bedöms utifrån dess ursprung, hur det tillverkats och hur det avses att distribueras (biobränsle kontra fossilt bränsle) - för utvärdering av dess bidrag till emissionen av växthusgaser.
2. Med utgångspunkt från bränslets sammansättning och eventuella innehåll av additiv(er) bedöms dess potential till att tillhöra en viss högre miljöklass än den lägsta. Den högsta miljöklassen betecknas för närvarande miljöklass ett (MK1).
3. Ett program utvecklas av dessa som är yttest ansvarig för bränslets tillverkning och distribution gör undersökning av bränslets egenskaper med hänsyn tagen till risken för utsläpp av föroreningar som bedöms kunna påverka hälsa och miljö.
4. Ett första s k "screening" test utförs med den omfattning som bestäms av ansvarig myndighet*. Detta test utförs genom en enklare serie prover av den som är ytterst ansvarig bränslets tillverkning och distribution efter anvisning från ansvarig myndighet*.

Bedömningssteg 2

Om bränslet visar sig kunna möta de kriterier som definierats i bedömningssteg 1 genomförs emissionsmätningar för karakterisering av dess egenskaper med analys av de föroreningskomponenter som för varje bränsle alternativ framgår av Tabell 5. Denna tabell skall inte betraktas som definitiv utan att den kan revideras utifrån framtida forskningsresultat och erfarenheter. Förslagsvis utförs en sådan karakterisering genom prov på 2 till 5 fordon av skillda fabrikat. Analyserna upprepas vid minst 3 konsekutiva prov på varje fordon. Ansvarig myndighet* beslutar om omfattningen av karakteriseringen. En enklare form av riskvärdering utförs.

Bedömningssteg 3

Detta bedömningssteg utgör en utvidgning av bedömningsstegen 1 och 2 och omfattar en vetenskaplig utvärdering av risker vid användning av bränslet med hänsyn till hälsa och miljö. Programmet för utvärderingen vad avser omfattning och innehåll utarbetas enligt anvisningar från ansvarig myndighet*.

*Naturvårdsverket.

Ovanstående bränslen måste även undersökas map risker förknippade med handhavandet, arbetsmiljö, distribution och påverkan vid större utsläpp av oförbränt bränsle i naturen vid en eventuell olycka.

8. LITTERATURREFERENSER

Berg, W. (1982). Aufwand und probleme für Gesetzgeber und Automobilindustrie bei der Kontrolle der Schadstoffemissionen von Personenkraftswagen mit Otto- und Diesel-Motoren - dargestellt am Beispiel ausgewählter Exportländer -. Von der Fakultät Maschinenbau und Electronik der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig zur Erlangung der Würde eines Doktor-Ingenieurs (Dr.-Ing.) genehmigte Dissertation von Dipl.-Ing. Wolfgang Berg aus Zerbst.

Bilavgasförordning (1991:1481). Senast införd ändring 1994:1252. Från 1995-01-01.

Boström C-E. (1993) Naturvårdsverket, Stockholm.

Bylin, G., (1991). Luftföroreningar och pollenutlöst astma. Rapport 4409: Riskbedömning - hälsa och miljö. Naturvårdsverket, ISBN 91-66620-4409-5, ISSN 0282-7298.

CARB California Air Resourses Board (1989) USA.

Carlsson, K. (1996). Personligt kommunikation med Kjell Carlsson, Naturvårdsverket om bestämmelser på bilavgasområdet.

del Figuora (1992). Registration regulations for fuels and fuel additives. Presented at seminars on motor fuels, Foresta Conference Centre, Stockholm, Sweden.

Dietz W. (1967) Responce factors for gas chromatograpic analysis. Journal of Gas Chromatography, Vol. 5.

Egebäck, K-E. (1987). Hastighet - föroreningsutsläpp. Bensindrivna bilar. Naturvårdsverkeets rapport 3276.

Egebäck, K-E. (1990). Metoder för karakterisering av avgasemissioner från lågemitterande tunga tätortsfordon (LETT). MTC 9006 A.

Egebäck, K-E. och Westerholm, R. (1994). Sampling and analysis of pollutants in the exhaust from heavy-duty motor vehicles. Rapport till NUTEK, MTC 9329, ISRN: ASB-MTC-R--94/7--SE.

Ehrenberg L. (1995) Stockholms universitet, personlig kontakt.

Federal Register (1987). Code of Federal Regulations. Parts 81 to 99. Protection of Environment.

Federal Register (1994). Registration for fuels and fuel additives (F/FAs) in the United States. May 1994.

Hedbom, A. (1996). Personlig communikation med Anders Hedbom, MTC, som deltar i utvecklingen av körcykel för motorer till tunga fordon.

Hedbom, A. (1995). Assessments of transient cycle proposal. The FIGE transient cycle and the OICA/ACEA steady state cycle with dymanic load response test. MTC 9511A, ISRN: ASB-MTC-R--95/9--SE.

IARC (1983), Monographs on the evaluation of carcinogenic risks of chemicals to humans: Polynuclear Aromatic Compounds, part 1, Chemical, environmental and experimental data, Volume 32, Lyon, France.

IARC (1989), Monographs on the evaluation of carcinogenic risks of chemicals to humans: Diesel and gasoline engine exhausts and some Nitro-PAH, Volume 46, Lyon, France.

IPCC (1992) Climate change 1992, The suplemental report to the IPCC scientific assessment . Edited by: J. Houghton, B. Callander and S. Varny, Published for the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, England

Jonsson A. and Bertilsson B-M. (1982) Formation of methyl nitrite in engines fuelled with gasoline/methanol and methanol/diesel. Environmental Science & Technology Vol. 16, 106-110.

Laurikko, J. (1994). Ambient Temperature Effect on Automotive Exhaust Emissions: FTP and ECE Test Cycle Responses. Vehicle and Environment. Automobile in Harmony with Human Society. FISITA 1994.

Laurikko, J. (1996). Personlig kommunikation om utveckling av bestämmelser inom EU för emissionsmätningar vid låga omgivningstemperaturer. VTT, Esbo, Finland.

Laveskog, A. (1992). Emission from catalyst cars outside regulated test conditions, MTC 9227.

Laveskog, A. (1995a). Verification of long term stability of emission control systems, III. MTC 9502, ISRN: ASB-MTC-R--95/8--SE.

Laveskog, A. (1995). Emissions of unregulated compounds from five different gasoline qualities. MTC 9308, ISRN: ASB-MTC-R--95/18--SE.

Mason, G., Gustavsson J-Å., Westerholm, R. och Li, H. (1992). Chemical Fractionation of Particulate Extracts from Diesel Vehicle Exhaust: Distribution of Ligands for Dioxin Receptor. Environ. Sci. Technol. 26, No8.

Pettersson, L., (1996). Personlig kommunikation om fortsatt forskning för utveckling av "skräddarsydda" bilavgaskatalysatorer. KTH, Kemisk Miljöteknik.

Pitts J., van Cauwenberghe L., Grosjean D., Schmid J., Fitz D., Belser W., Knudson G. and Hynds P. (1978) Atmospheric reactions of polycyclic aromatic hydrocarbons: facile formation of mutagenic nitro derivatives. Science, Vol. 202, pp 515-519.

Rannug, U. (1993)Data from short-term tests on motor vehicle eexhausts, Environmental Health Perspectives, Vol. 47, 161-169.

Rodt, S. (1996). Personlig kommunikation med Stefan Rodt, Umwelt Bundes Amt, Tyskland, som deltar i utvecklingen av körcykel för motorer till tunga fordon.

Sjögren M., Li H., Rannug U. and Westerholm R. (1996). Multivariate Analysis of Exhaust Emissions from Heavy Duty Diesel Fuels. Environmental Science & Technology, Vol. 30, No. 1, pp 38-49.

Sjögren M., Li H., Rannug U. and Westerholm R. (1996). Multivariate Analysis of Exhaust Emissions from Heavy Duty Diesel Fuels. Environmental Science & Technology, Vol. 30, No. 1, pp 38-49.

SNFS (1987: 3). Statens naturvårdsverks författningssamling: SNFS 1987:3 MS: 8. Kungörelse med föreskrifter om avgasrening för vissa bilar; A12-regulation. Miljöskydd ISSN 0347-5301.

SNFS (1989: 8). Statens naturvårdsverks författningssamling: SNFS 1989: 8 MS:19 Kungörelse om ändring i kungörelsen (SNFS 1987:3)med föreskrifter om avgasrening för vissa bilar; A13-regulation. Miljöskydd. ISSN 0347-5301.

SNFS (1994: 10). Statens naturvårdsverks författningssamling: SNFS 1994:10 MS: 78. Kungörelse om ändring i kungörelsen (SNFS 1987:3) med föreskrifter om avgasrening för vissa bilar. Miljöskydd. ISSN 0347-5301.

SNFS (1991: 11). Statens naturvårdsverks författningssamling: SNFS 1991: 11 MS: 40. Kungörelse med föreskrifter om avgasrening för dieseldrivna motorer till vissa bilar. A 30-Regulation. Miljöskydd. ISSN 0347-5301.

SNFS (1992: 4). Statens naturvårdsverks författningssamling: SNFS 1992: 4 MS: 45. Kungörelse om föreskrifter om avgasrening för lätta bilar, miljöklasserna 1 och 2. A14-Regulation. Miljöskydd. ISSN 0347-5301.

SNFS (1994:12). Statens naturvårdsverks författningssamling: SNFS 1994:12 MS: 80. Kungörelse om ändring i kungörelsen (SNFS 1991: 11) med föreskrifter om avgasrening för dieseldrivna motorer till vissa bilar. Miljöskydd. ISSN 0347-5301.

SNFS (1992: 11). Statens naturvårdsverks författningssamling: SNFS 1992: 11 MS: 51. Kungörelse om föreskrifter om avgasrening för dieseldrivna tunga bilar, miljöklasserna 1 och 2. Miljöskydd. ISSN 0347-5301.

SNV (1990). Luft '90 - Aktionsplan mot luftföroreningar och försurning. Naturvårdsverket informerar.ISBN 91-620-1079-4.

SOU (1996). Statens offentliga utredningar 1996:124, Miljöhälsoutredningen, Stockholm.

Svensk Standard, SS 15 54 35

Törnqvist M., Rannug U., Jonsson A. and Ehrenberg L. (1983) Mutagenicity of methyl nitrite in Salmonella typhimurium. Mutation Research Vol. 117, 47

Törnqvist M., Kautiainen A., Gatz R. and Ehrenberg L. (1988) Haemoglobin adducts in animals exposed to gasoline and diesel exhaust. 1. Alkenes. Journal of Applied Toxicology, Vol. 8, 159-170

Törnqvist M., Segerbäck D. and Ehrenberg (1991) The "rad-equivalence approach" for assessment and evaluation of cancer risks, exemplified by studies of ethylene oxide and ethene. In: Human carcinogen exposure, biomonitoring and risk assessment, Edit: R. Garner, P. Farmer, G. Steel and A. Wright. Oxford IRL Press, 141-155.

Törnqvist M. and Ehrenberg L. (1994) On Cancer Risk Estimation of Urban Air. Environ. Healt Perspec. Vol. 102, 173-182.

Westerholm R., Stenberg U. and Alsberg T. (1988) Some Aspects on the Distribution of Polycyclic Aromatic Compounds between Particles and Gas Phase from Diluted Gasoline Exhausts, and Its Importance for Measurment in Ambient Air. Atmospheric Environment Vol. 22, No. 5, pp 1005-1010

Westerholm R., Almén J., Hang L., Rannug U., Egebäck K-E. and Grägg K. (1991) Chemical and Biological Characterization of Particulate, Semi Volatile Phase Associated Compounds in Diluted Heavy Duty Diesel Exhausts: A Comparison of three different semi volatile phase samplers. Environmental Science & Technology Vol. 25, pp 332-338,

Westerholm R. and Egebäck K-E. (1991) Impact of fuels on exhaust emissions: A chemical and biological characterization. Swedish Environmental Protection Agency (SwEPA) Report 3968, Solna

Westerholm R. and Egebäck K-E. Exhaust Emissions from Light and Heavy Duty Vehicles: Chemical Composition, Impact of Exhaust Aftertreatment and Fuel Parameters. Environmental Health and Perspectives, Vol. 102, pp13-23 (1994)

Westerholm R. and Li H. (1994) A Multivariate Statistical Analysis of Fuel Related Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Emissions from Heavy Duty Diesel Vehicles. Environmental Science & Technology, Vol. 28, No.5, pp 965-992.

Westerholm R., Törnqvist M., Rannug U. and Ehrenberg L. Chemical and Biological Characterization of Bioethanol Related Exhaust Emissions Using Two Diesel Ignition Improvers. Report to Swedish Communications Research Board. Stockholm University, Stockholm, Sweden (1995)

Bilaga 1. FÖRKORTNINGAR OCH FÖRKLARINGAR

Additiv: Tillsats i t ex bränsle eller smörjolja.
Bf: Bränsleförbrukning.
CNG: Komprimerad naturgas (Compressed Natural Gas).
CO: Kolmonoxid (koloxid).
CO_2: koldioxid.
CVS: Konstantflödes-uppsamlare (Constant Volume Sampler).
"Cycle beating": Ett uttryck för att styra motorparametrarna, så att avgasutsläppen är i nivå med kraven endast om körcykeln följs - utanför ramen för körcykeln kan utsläppsnivån vara betydligt högre än angivna gränsvärden.
"Diurnal emissions": Utsläppen av förångat bränsle berorende av att bilen inklusive bränsletank och bränslesystem värms upp under dagen även om bilen inte körts.
DME: Dimetyleter.
ECE: Economic Commission of Europe.
ETBE: Etyl tertsiär-butyleter.
EtOH: Etanol.
FID: Flamjonisationsdetector.
FIGE: En transient belastningscykel för motorer till tunga fordon -utvecklad i Tyskland.
GRPE: Rappotörsgrupp ECE WP 29 (se WP 29) som har ansvaret för utveckling av metoder för emissionsmätningar.
HC: Kolväten (samlingsbegrepp för totala halten eller mängden kolväten).
"Hot-soak emissions": Utsläppen av förångat bränsle som sker när bilen parkeras efter att ha körts.
Katalysator: I motor- eller fordonssammanhang - anordning för rening av avgaser.
KFB: Kommunikationsforskningsberedningen.
LNG: Naturgas i flytande form (Liquified Natural Gas).
LPG: Motorgas i flytande form (Liquified Petroleum Gas).
Lätta fordon: Fordon med en totalvikt lika med och mindre än 3,5 ton.
MTBE: Metyl tertsiär-butyleter.
MeOH: Metanol.
NDIR: Infraröd-analysator utan spridningsoptik (Non Dispersive Infrared analyzer).
NO: Kvävemonoxid.
NO_2: Kvävedioxid.
NO_X: Kväveoxider (samlingsbegrepp för kväveoxider. I avgaser utgörs NO_X mest av NO + NO_2).
NUTEK: Närings- och teknikutvecklingsverket.
OICA/ACEA: Körcykel utvecklad av bilindustrin i Europa för mätning av avgasutsläppen av CO, HC och NO_X i dieselavgaser och för mätning av avgasernas opacitet.
PAC: Polycykliska aromatiska föreningar.
PAH: Polycykliska aromatiska kolväten.
PTFE: Polyterafluoreten.
RME: Rapsmetylester.
"Running losses": Utsläppen av förångat bränsle under körning.
"Shed": Provcell som används vid mätning av förångat bränsle från bilen.
SNV eller NV: Naturvårdsverket.
Transformationen: Omvandling av t ex molekylstrukturen hos ett ämne genom interaktion med annat ämne eller ljus.
Transient: Körning med varierad hastighet.
WP29: Arbetsgrupp ("working party") inom ECE.
Yct: "Kallstart"-fasen av USA-provet för lätta fordon.
Yht: "Varmstart"-fasen av USA provet för lätta fordon.
Ys : "Stabiliserade" fasen av USA-provet för lätta fordon.
Tunga fordon: Fordon med en totalvikt över 3,5 ton.

Bilaga 2. EU/ECE-standards

Lätta fordon.

Exhaust Emission- and Fuel Consumption Regulation – European Union (EU)

Scope for the Exhaust Emission Regulations: PC (M 1) up to 6 seats (including driver) and a gross vehicle mass ≤ 2500 kg.
Scope for the Fuel Economy Regulations: PC (M 1) up to 9 seats (including driver) and gross vehicle mass ≤ 3500 kg.

EU-Exhaust Emission Directive 91/441/EEC (Stage 1)

Emission	Dim.	Type Approval Standard (TAS)	COP-standard
CO	g/km	2.72	3.16
(HC + NO_X)	g/km	0.97	1.13
PM	g/km	0.14	0.18
Deterioration Factor (DF)	–	assigned [1] or effective [2]	
Evap.	g/test	2	

Implementation dates:
New type approval: 1. 7. 1992
Vehicles first registration: 31. 12. 1992
For DI-Diesel engines the standards (HC + NO_X) and PM are increased by the factor 1.4 (for type approval until 1. 7. 1994)

Notice:
Above standards correspond to the ECE-Regulation R 83/01 Step B (use of unleaded gasoline) resp. Step C (use of Diesel fuel), which became effective on 30. 12. 1992.

EU-Exhaust Emission Directive 94/12/EC (Step 2) and Fuel Consumption Directive 93/116/EEC

Vehicles with	Standards (TAS = COP) in g/km			
	CO	(HC + NO_X)	PM	CO_2
Gasoline engine	2.2	0.5	–	Manufacturer standard [4]
Diesel engine	1.0	0.7	0.08	
DI-Diesel engine [3]	1.0	0.9	0.10	
Deterioration Factor (DF)	assigned [1] or effective [2]			
Evap.	2.0 g/test			

Implementation dates:
New type approval: 1. 1. 1996
Vehicle first registration: 1. 1. 1997

1) For manufacturers which do not perform a durability run, the following deterioration factors are valid: Gasoline engines 1.2 for CO, 1.2 for (HC + NO_X); Diesel engines 1.1 for CO, 1.0 for (HC + NO_X), 1.2 for PM. For CO_2-measurements on new production vehicles a fixed "run in factor" of 0.92 is used.
2) For manufacturers which do perform a durability run: AMA-durability run 80 000 km. For CO_2-measurements the new vehicle may be run in until 15 000 km.
3) Standards for DI-Diesel engines are valid until 30. 9. 1999.
4) For M 1-vehicles (passenger transportation up to 9 seats including driver and a gross vehicle mass ≤ 3500 kg, including Light Duty Trucks and Off Road Vehicles): Manufacturer standard (= manufacturer's proposal for a special model) may be exceeded during type approval by max. 4% and must be met in COP statistics. Information of the fuel consumption in l/100 km for: City (Part 1), Extra Urban Driving Cycle, EUDC (Part 2), total driving cycle (Part 1 and Part 2).

Tunga fordon

III. EU / ECE Exhaust Emission Regulations: For Vehicles GVM > 3500 kg and N_1 (Test on Engine Test Bench)

Vehicle / Engine Category		Diesel Engines for Vehicles of Classes M_1 (GVM > 3500 kg), M_2, M_3, N_1, N_2, N_3 [1] [9]		
Regulation		88/77/EEC up to 91/542/EEC and ECE R 49/02 [10]		
Implementation Date (Type Approval / First Registration)		Step 1 (1. 7. 1992 / 1. 10. 1993)		Step 2 (1. 10. 1995 / 1. 10. 1996)
Test Procedure		See Section VII		
Type Approval Standard / COP Standard		TAS [5]	COP [6]	TAS = COP [11]
HC	g/kWh	1.1	1.23	1.1
CO	g/kWh	4.5	4.9	4.0
NO_X	g/kWh	8.0	9.0	7.0
PM	g/kWh	0.36 [12]	0.4 [12]	0.25 [13] 0.15 [14]

IV. EU / ECE Smoke measurement

Vehicle/Engine Category	All Vehicles with Diesel Engine, independent of Mass
Regulation	72/306/EEC resp. ECE R 24/03
Test Procedure	Test procedure at full load and constant engine speed: Full load measurement at 6 different engine speeds between max. speed and 45% of max. speed or 1000 min^{-1}. For ECE R 24/03: 7. measurement point at max. torque. Test procedure with free acceleration: Smoke measurement with free acceleration of the engine from idle speed to max. speed. Standards only for engines with exhaust gas turbocharger. The calculated value must be declared.
Standards	The absorption coefficient depends on the theoretical air flow volume

Footnotes EU / ECE

1) M_1: Vehicles for passenger transportation with a capacity of max. 8 seats without the driver seat
   M_2: Vehicles for passenger transportation with a capacity of more than 8 seats and a gross vehicle mass ≤ 5000 kg
   M_3: Vehicles for passenger transportation with a capacity of more than 8 seats and a gross vehicle mass > 5000 kg
   N_1: Vehicles for transportation of goods with a gross vehicle mass ≤ 3500 kg
   N_2: Vehicles for transportation of goods with a gross vehicle mass between 3500 kg and 12 000 kg
   N_3: Vehicles for transportation of goods with a gross vehicle mass > 12 000 kg

2) Exempted from this regulation are N_1 Diesel vehicles, which were type approved according to Directive 88/77/EEC.

3) Closed Crankcase Emissions with standard: 0.0.
   Additional for all vehicles with gasoline engines – independent of total mass:
   CO at idle: max. 0.5 Vol. %.
   All vehicles with Diesel engines have to fullfill the requirements 72/306/EEC or ECE R 24/03 additionally.

4) For M_1 vehicles (passenger transportation up to 9 seats including driver and gross vehicle mass up to 3500 kg, including transporter and off road vehicles): Manufacturer standard (= proposal of the manufacturer for a special type) may be extended at type approval of max. 4% and has to be statistically tested for COP. Declaration of fuel consumption in l/100 km for City (Part 1), Extra Urban Driving Cycle, EUDC (Part 2), Total (Part 1 and Part 2).
   Implementation dates of the fuel consumption Directive 93/116/EEC:
   New type approval: 1. 1. 1996
   Vehicle's first registration: 1. 1. 1997

5) TAS = Type Approval Standard

6) COP = Conformity of Production Standard

7) Following assigned deterioration factors are valid:
   Gasoline engines 1.2 for CO, 1.2 for HC + NO_X; Diesel engines 1.1 for CO, 1.0 for HC + NO_X, 1.2 for PM. A fixed "run-in factor" of 0.92 is valid for CO_2-measurements on new production vehicles.
   For manufacturers which are carrying out a durability run: 80 000 km AMA-durability run. The test vehicle may be driven in up to 15 000 km before CO_2 type approval test.

8) Following standards must be met additionally: Idle-CO = 3.5 Vol. %, Closed Crankcase Emissions = 0.0.

9) Exempted from this regulation are vehicles of the classes N_1, N_2, M_2. At N_2 and M_2 with reference mass ≤ 2840 kg, which have received type approval according to Directive 70/220/EEC with amendment 93/59/EEC.

10) For N_1-Diesel vehicles ECE R 83/02 resp. ECE R 49/02 possible.

11) At step 2 TAS- and COP-standards are identical.

12) For engine power ≤ 85 kW: 1.7 times higher standards.

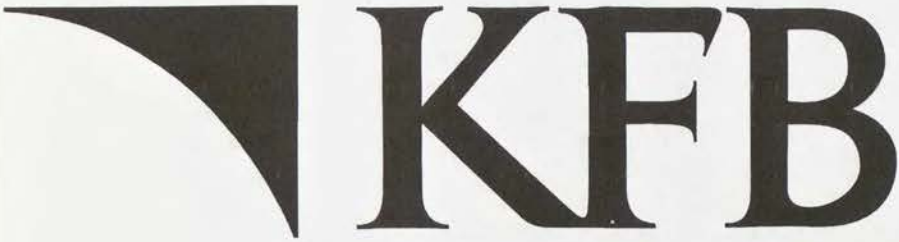
13) Standard is valid for Diesel engines with a cylinder displacement < 0.7 dm^3 per cylinder and a nominal engine speed > 3000 min^{-1}.
    Implementation dates: With final decision, approx. 2/1996 (TAS) and 1. 10. 1996 (COP).

14) Standard is valid for Diesel engines with a cylinder displacement < 0.7 dm^3 per cylinder and a nominal engine speed > 3000 min^{-1}.
    Implementation dates: 1. 10. 1997 (TAS) and 1. 10. 1998 (COP).

Bedömning av miljöpotentialen hos de alternativa drivmedlen biogas, etanol, metanol, naturgas, rapsmetylester och dimetyleter

Karl-Erik Egebäck, Tekniska Högskolan Luleå, Roger Westerholm, Stockholms Universitet

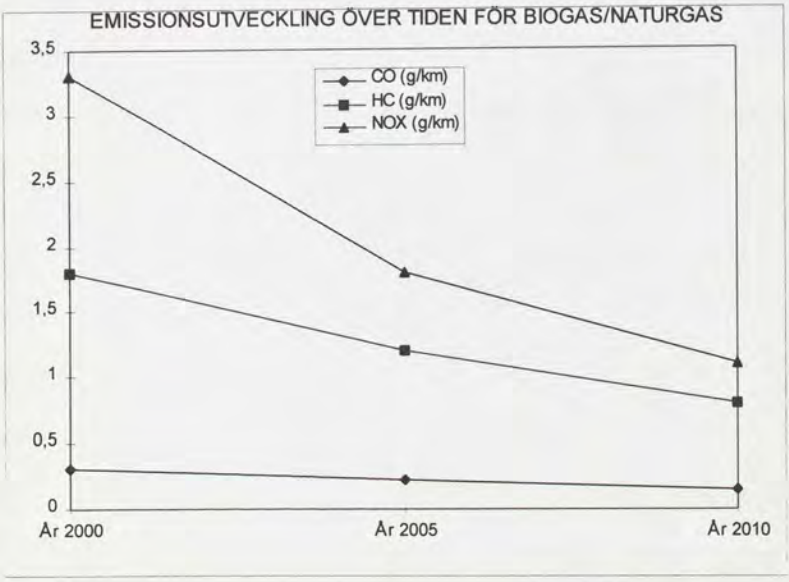
Stockholm 1996



TIF

KOMMUNIKATIONS
FORSKNINGS
BEREDNINGEN

BEDÖMNING AV MILJÖPOTENTIALEN HOS DE ALTERNATIVA DRIVMEDLEN BIOGAS, ETANOL, METANOL, NATURGAS, RAPSMETYLESTER OCH DIMETYLETER



KARL-ERIK EGEBÄCK* OCH ROGER WESTERHOLM#

*Institutionen för Arbetsvetenskap, Avdelningen för Miljöteknik
Tekniska Högskolan i Luleå, 971 87 LULEÅ

#Institutionen för Analytisk kemi, Arrheniuslaboratorierna för Naturvetenskap
Stockholms Universitet, 106 91 STOCKHOLM

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING FEL! BOKMÄRKET ÄR INTE DEFINIERAT

1. INTRODUKTION 2

1.1 Reglerade och icke reglerade avgaskomponenter 4

1.2 Transformation 4

1.3 Hälsoeffekter 4

2. BESKRIVNING AV BRÄNSLENA 5

2.1 Alkoholer 5

2.2 Biogas 5

2.3 Rapsmetylester 5

2.4 Naturgas 6

2.5 Dimetyleter 6

3. HUR DET SER UT I DAG 7

3. 1 Metanol 7

3. 2 Etanol 8

3. 3 Biogas 8

3. 4 Rapsmetylester 8

3.5 Naturgas 9

3. 6 Dimetyleter 9

4. FÖRUTSÄTTNINGAR, (DRIVMEDLETS SAMMANSÄTTNING, FÖRÄNDRING OCH ANVÄNDNING) 10

4.1 Drivmedlet 10
4.1.1 Metanol 10
4.1.2 Etanol 10
4.1.3 Biogas 11
4.1.4 Rapsmetylester 11
4.1.5 Naturgas 11
4.1.6 DME 11

4.2 Motorkoncept/fordon 11
4.2.1 Metanol 12
4.2.2 Etanol 12
4.2.3 Biogas 12

4.2.4 Rapsmetylester 12
4.2.5 Naturgas 13
4.2.6 Dimetyleter 13

5. TEKNIKUTVECKLING OCH EMISSIONSNIVÅER 13

5.1 På 5-års sikt 14
5.1.1 Metanol och etanol 14
5.1.2 Biogas och naturgas 16
5.1.3 Rapsmetylester 16
5.1.4 DME 17

5.2 På längre sikt 17
5.2.1 Metanol och etanol 17
5.2.3 Biogas och naturgas 18
5.2.4 Rapsmetylester 18
5.2.6 Dimetyleter 18

6. BEDÖMNING 18

6.1 Produktion 18

6.2 Distribution 18
6.2.1 Alkoholer 19
6.2.2 Biogas/naturgas 20
6.2.3 Rapsmetylester 20
6.2.4 Dimetyleter 21

6.3 Bedömnig av hälsorisker för vissa ämnen i avgaserna 21
6.3.1 Aldehyder 21
6.3.2 Alkener 21
6.3.3 Alkylnitriter 22
6.3.4 Aromatiska föreningar 22

6.4 Miljöeffekter 24

6.5 Hantering, arbetsmiljö, specifika emissioner 26
6.5.1 Metanol 26
6.5.2 Etanol 26
6.5.3 Biogas 26
6.5.4 Rapsmetylester 26
6.5.5 Naturgas 26
6.5.6 Dimetyleter 27

6.6 Ekonomi 28
6.6.1 Metanol 28
6.6.2 Etanol 29
6.6.3 Biogas 29
6.6.4 Rapsmetylester 29
6.6.5 Naturgas 29
6.6.6 Dimetyleter 29

6.7 Rangordning av bränslen 29

7. SLUTSATSER 30

BEDÖMNING AV MILJÖPOTENTIALEN HOS DE ALTERNATIVA DRIVMEDLEN BIOGAS, ETANOL, METANOL, NATURGAS, RAPSMETYLESTER OCH DIMETYLETER

KARL-ERIK EGEBÄCK* och ROGER WESTERHOLM#

*Institutionen för Arbetsvetenskap, Avdelningen för Miljöteknik
Tekniska Högskolan i Luleå, 971 87 LULEÅ

#Institutionen för Analytisk kemi, Arrheniuslaboratorierna för Naturvetenskap
Stockholms Universitet, 106 91 STOCKHOLM

SAMMANFATTNING

Introduktionen av alternativ till bensin och dieselolja som drivmedel till landsvägsfordon är en stor och viktig fråga. Till följd av pågående försöksverksamhet och insamling av faktamaterial och inte minst genom statliga utredningar har den blivit särskilt aktuell under de senaste åren. När det talas om alternativa drivmedel är det inte alltid helt klart vilka alternativ som avses eftersom det finns alternativ som i likhet med bensin och dieselolja baseras på fossil råvara och alternativ som tillhör gruppen förnybara drivmedel, dvs sådana som tillverkas ur jordbruks- eller skogsprodukter. Vissa av de alternativa drivmedlen som metanol och dimetyleter kan antingen ha fossilt ursprung eller vara tillverkade från biomassa.

Den här rapporten handlar om ett försök till att bedöma den miljömässiga potentialen hos de alternativa drivmedlen etanol (EtOH), metanol (MeOH), rapsmetylester (RME), biogas, naturgas och dimetyleter (DME). Det finns ytterligare alternativ till bensin och dieselolja som motorgas (LPG och vätgas) men dessa behandlas inte i rapporten.

Den hittills bedrivna utvecklingen på bilavgasområdet har bl a lett till att begränsa utsläppen av hälsovådliga och miljöstörande ämnen i avgaserna och att döma av det som presenteras i den tekniska litteraturen tycks det finnas en god potential till att nå ännu längre. Eftersom man måste räkna med att varje mer betydande åtgärd som minskar föroreningsutsläppen kostar pengar, kommer i likhet med vad som skett tidigare myndighetskraven att styra utvecklingen. Bilindustrin är en konkurrensutsatt bransch och inte minst därför krävs likformiga regler för industrin att arbeta mot.

Det är därför inte alls säkert att den fortsatta utvecklingen för begränsning av föroreningsutsläppen kommer att ske i den omfattning som är tekniskt möjlig och inte heller den takt, som

skulle kunna ske, om myndigheterna ställer krav i takt med den tekniska utvecklingen. Detta gäller både för bilar som kommer att drivas med bensin och dieselolja och bilar som kommer att drivas med alternativa drivmedel. Idag sker emellertid i stor utsträckning utvecklingen av motorer och fordon utifrån långtgående användarkrav, och det finns därför skäl att tro att den utvecklingen kommer att utgöra ett incitament för utveckling av miljövänligare fordon generellt sett.

De utvärderingar och bedömningar som gjorts för denna rapport visar att det finns en god potential hos de alternativa drivmedlen till att nå verkligt låga emissionsnivåer. Utvärderingarna har också resulterat i en rangordning av bränslena ifråga om miljöpotential då hänsyn har tagits även till utsläppen av koldioxid. Rangordningen har därför i första hand gjorts med hänsyn till drivmedlens ursprung (biobaserat eller fossilt drivmedel) och i andra hand till någon(-ra) emissionsparameter(-rar) som kan ha särskilt stor betydelse för bedömningen. Utfallet beror naturligtvis också på hur råvaran framställs och på vilka metoder för tillverkning av bränslet, som används.

Författarna till rapporten vill framhålla, att det finns en betydande osäkerhet i bedömningen vad gäller RME och DME främst beroende på att det inte finns tillräckligt med emissionsdata för en säker bedömning av miljöpotentialen. För RME finns data från bl a undersökningar i Sverige och i Tyskland, men jämfört med data som finns för andra alternativa bränslen är omfattningen begränsad. En fördel med RME är att detta alternativ är ett förnybart drivmedel. De få data som finns för DME pekar mot att låga emissionsnivåer kan uppnås och detta indikerar att DME kan bli ett intressant bränsle för framtiden om den tillverkas från förnybar råvara.

I rangordningen har biogas utsetts som det bränsle som har den högsta miljöpotentialen följt av etanol och metanol. Naturgas (CNG) skulle kunna hamna högt upp på listan om den inte vore av fossilt ursprung.

1. INTRODUKTION

Eftersom en introduktion av de flesta alternativa drivmedlen kommer att kräva betydande insatser från samhällets sida är naturligtvis berättigat att fråga om det krävs alternativ till bensin och dieselolja som drivmedel till fordon. Råoljan flödar ur till synes icke sinliga källor och inte ens experterna på området kan med säkerhet säga när den tar slut. Detta pekas naturligtvis särskilt på från oljeindustrins sida medan andra varnar för att källorna kommer att sina och att detta kommer att ske i accelererad takt genom utvecklingen i de folkrika länderna Kina och Indien. Med andra ord vill man redan nu påbörja en introduktion av alternativa drivmedel för att inte fullständigt överlämna problemen till kommande generationer.

Konventionella drivmedel för otto- och dieselmotorer har under en relativt lång tidsrymd av i storleksordningen 100 år utvecklats parallellt med motorutvecklingen. Som ett resultat av denna utveckling har bränsleförbrukningen och emissionsnivåerna reducerats avsevärt för den här typen av förbränningsmotorer. Under den senaste 20-års perioden har miljömedvetandet om fordonsemissionernas miljö och hälsopåverkan ökat markant, vilket i sin tur medfört att utvecklingen mot lägre emissioner påskyndats. Som följd av allt detta är det mycket svårt att från emissionssynpunkt värdera effekten av nya typer av alternativa drivmedel där utvecklingen av

dels drivmedlet och dels motorer ämnat för detta drivmedel har utvecklats under förhållandevis kort tid. På grund av att denna utveckling inte är på "samma nivå" för alternativa drivmedel som för konventionella drivmedel ger en jämförelse mot konventionella drivmedel inte en korrekt bild av möjligheterna. För att utföra denna jämförelse mer förutsättningslöst måste man på något sätt ta hänsyn till att emissioner härrörande från alternativa drivmedel har en utvecklingspotential gällande främst bränsle-, motor- och avgasreningskoncept.

Avsikten med den här studien är att med stöd av egna erfarenheter och delvis nytillkommen litteratur diskutera och presentera en bedömning av miljöpotentialen hos de alternativa drivmedlen biogas, etanol, metanol, natrurgas, rapsmetylester och dimetyleter. En ideal förbränning ger teoretiskt endast koldioxid och vatten som förbränningsprodukter. Men även om vi skulle kunna uppnå en ideal förbränning återstår ändå växthusgasen koldioxid som en emission. Effekten av koldioxid som växthusgas från förbränningsmotorer kan endast reduceras om bränslet är baserat på en förnybar råvara och betecknas då biobränslen. Som en naturlig utveckling av detta kan man förvänta sig en framtida bilavgaslagstiftning även kommer att inkludera emissionen av koldioxid i gruppen av reglerade avgaskomponenter. Vidare antas också att man kommer att skilja mellan fossilt och biogent härrörande koldioxid i emissionen.

Ett godtyckligt bränsles miljöpotential definieras i första hand som den potentiella lägre avgasnivå (reglerade och icke reglerade avgaskomponenter) som kan uppnås genom att utveckla motorsystem som helt anpassats till bränslets egenskaper och där hänsyn tagits till de minskade hälso- och miljöeffekter, som användningen av bränslet kan leda till. Viktiga bedömningskrierier är att:

1. Bränslet uppfyller en given bränslespecifikation avseende bränsleparametrar och renhet.
2. Motorn har anpassats till bränslet.
3. Eventuellt avgasefterbehandlingsystem har anpassats för motor och för bränslet.

För bedömningarna av bränslenas miljöpotential och sammanställningen av denna rapport har en samling litteratur använts (se förteckningen av litteratur i slutet av rapporten). Vidare har besök gjorts för diskussion med representanter för ADEME, Paris (Frankrike), TOTAL, Paris (Frankrike), Volkswagen, Wolfsburg (Tyskland), Umwelt Bundes Amt (UBA), Berlin (Tyskland) och med Lantbrukarnas Riksförbund (LRF), Stockholm, Kommunikationsforskningsberedningen (KFB), Stockholm samt Svenskt Gastekniskt Center (SGC), Malmö.

Vi vill betona att det i första hand är de tekniska möjligheterna till att optimera motor- och koncept för avgasrening med hänsyn till bränslets egenskaper och de emissionsnivåer som kan nås med en sådan optimering, som har bedömts genom projektarbetet. Vidare har en bedömning av hälso- och miljöeffekter gjorts med hänsyn till uppskattade emissionsfaktorer för de olika bränslena och motor-/avgasreningsreningskoncepten.

Som författare till rapporten ansvarar vi för bedömningarna samtidigt som vi givetvis inser svårigheterna, bl a med hänsyn till ekonomiska realiteter, till att driva alla alternativen till en fullständig optimering. För att välja de mest framkomliga och mer givande alternativen krävs en analys av behov och marknader för en introduktion av alternativa drivmedel och kanske

framförallt av de ekonomiska förutsättningarna för en sådan introduktion. Vad resultatet blir under den kommande 10 à 20-årsperioden beror till övervägande del på vilka politiska beslut som tas inom de närmaste åren.

1.1 Reglerade och icke reglerade avgaskomponenter

Standardiserade provmetoder är utvecklade för kontroll av att fordonen respektive motorerna möter de av myndigheterna uppställda emissionskraven. Mätningen måste kunna utföras med sådan noggrannhet, att risken för felbedömningar p g a undermåliga mätningar i stort sett är eliminerad. Så länge kraven inte omfattar andra föroreningar i avgaserna än CO, HC, NO_x och partiklar kan man inte heller förvänta sig att en standard utvecklas för andra föroreningskomponenter s k icke reglerade avgaskomponenter. Gruppen icke reglerade avgaskomponenter innehåller den klart största till antalet ämnen i avgaser från fordon. Uppskattningar av antalet icke reglerade avgaskomponenter varierar och beror på bränsle, motorkoncept, och körsätt dvs på ett stort antal parametrar. Ett rimligt antal icke reglerade avgaskomponenter från bensin/diesel drivna fordon är i storleksordningen 10000 till 15000 (Westerholm and Egebäck, 1994) och är beroende på detektionsnivåer i kvalificerad analysapparatur som används till avgasanalysen. Det är inte realistiskt att analysera samtliga dessa komponenter kvalitativt eller kvantitativt i avgaser genererade i förbränningsmotorer för fordon.

1.2 Transformation

De primära avgaserna som bildas vid förbränningsprocessen i motorer kommer att omvandlas till andra luftföroreningar i närheten av utsläppskällan. Beroende på uppehållstid, klimat och årstid kommer dessa komplexa reaktioner att leda till att ett stort antal sekundära luftföroreningar bildas vilka kan påverka miljön och hälsan. Astmatiker är en känslig grupp personer som kan reagera kraftigt på denna bildade smog. Betydelsen av att undersöka olika bränslens emissioner med avseende på dess förmåga att bilda sekundära luftföroreningar belyses ej när standardiserade provmetoder för certifieringsändamål används för att utvärdera avgasernas potentiella miljö- och hälsoeffekter. En möjlighet att undersöka detta närmare är att analysera föreningarna som bidrar till att ge utslag hos HC instrumentet vid analys av avgaser genom att utföra en kvalitativ och kvantitativ kemisk analys på huvudkomponenterna. Med dessa som ingångsdata och med utnyttjande av "ozone forming factors" kan man beräkna en faktor som ger en uppskattning av bildningen av sekundära föroreningar härrörande från konventionella och alternativa bränslen vilket möjliggör en inbördes rangordning. Ovanstående resonemang kan i princip också tillämpas på föroreningarnas toxicitet dock i det fallet komponentvis.

1.3 Hälsoeffekter

Fordonsavgaser är kemiskt mycket komplexa och innehåller föreningar som ger upphov till hälsoeffekter. Exempel på kemiska föreningar som identifierats i fordonsavgaser och som har den biologiska egenskapen att ge vissa hälsoeffekter presenteras mer i detalj i kapitel 6. När det gäller hälsoeffekter skiljer man mellan korttidseffekter och långtidseffekter, cancer är ett exempel på långtidseffekter. För att bedöma hälsoeffekter från fordonsavgaser måste man i möjligaste mån ta hänsyn till både kort- och långtidseffekter.

2. BESKRIVNING AV BRÄNSLENA

Alkoholerna metanol och etanol har flera gemensamma egenskaper därför kan det i följande beskrivning vara svårt att hålla isär de två bränslena. Båda har ungefär samma

2.1 Alkoholer

Metanol produceras idag främst från naturgas men även genom förgasning av skogsråvara. Om man vill använda alkoholer i dieselmotorer måste ett tändförbättrande additiv användas varvid cetantalet ökas. Rena alkoholbränslen innehåller 5 à 6 % procent vatten. Det är viktigt att alkoholen är nära vattenfri (<! % vatten) om den skall blandas med bensin, eftersom man vid högre vattenhalt får fasseparation. Alkoholer, som metanol och etanol har högt oktantal men lågt cetantal vilket gör dem mer lämpliga som bränslen till ottomotorer än till dieselmotorer. Alkohol kan användas antingen som ett rent bränsle eller som en blandningskomponent och för tillverkning av etrar som metyltertiärbutyleter (MTBE) och etyltertiärbutyleter (ETBE). Ett blandbränsle är t ex bensin med låg inblandning av metanol eller etanol.

Etanol kan produceras genom jäsning av biomassa som innehåller socker och stärkelse, lämpligen producerad ur cellulosa (skogsråvara), med efterföljande destillation. Etanol som framställts på detta sätt kan ta över en del av marknaden för den importerade oljan samtidigt som den ger en bättre miljö genom minskade utsläpp av fossilt koldioxid. Helt vattenfri etanol benämns E100 medan etanol innehållande 5% vatten benämns E95 och är billigare att producera än E100. I Brasilien har man ren etanoldrift och drift med en 22 %-ig inblandning av etanol i bensin.

Det pågår en försöksverksamhet i Sverige med stöd av Kommunikationforskningsberedningen (KFB) gällande ett blandbränsle bestående av diesel med en inblandning av 15 % etanol. För att man skall kunna tillverka detta bränsle måste en emulgator tillsättas (0.6 %) vilket ger en etanol/diesel emulsion. En fördel med detta bränsle är att man kan ersätta en del av det fossila bränslet med bioproducerad etanol i konventionella dieselmotorer.

2.2 Biogas

Biogas kan produceras i t ex avfallsanläggningar och består till största delen av metan och koldioxid. Kvalitén på den gas som produceras är ojämn med hög koldioxidhalt och denna biogas kan därför inte användas som fordonsbränsle utan att först förädlas. Förädlad eller renodlad biogas kan jämföras med naturgas och halten metan är generellt sett hög. Biogas produceras även från slam i avloppsreningsverk genom rötning. Kvalitén på denna biogas är bättre och jämnare än biogas från soptippar. Metan kan efter rening uppgå till 95 % eller mera. För att motorn skall kunna optimeras krävs en "standard" för bränslet som den skall köras på.

2.3 Rapsmetylester

Rapsmetylester (RME) produceras från rapsolja och metanol genom en förestringsprocess. RME kan helt produceras från en förnybar råvara och har därför en potential att minska nettotillskottet av koldioxid till atmosfären - dock med ett visst minus för gödningsmedel. RME som tillverkas av svenskodlad raps kan maximalt ersätta mindre än 2.5 % av Sveriges dieseloljeförbrukning

(Norén, 1995). Används RME i dieselmotorer ger den upphov till en högre NO_x-emission jämfört med dieselbränsle (Grägg, 1994). Undersökningen som låg till grund för jämförelsen utfördes på en motor som utvecklats för drift med dieselolja som bränsle.

2.4 Naturgas

Naturgas finns i stora mängder runt om i världen. Den är ett relativt icke komplext bränsle och består främst av metan. Dock innehåller naturgasen andra kolväten som propan i varierande mängd. Nordsjögas håller enligt uppgift (Maltesson, 1996) en jämn kvalité. Naturgas kan användas både i komprimerad (Compressed Natural Gas, CNG) och i flytande form (Liquified Natural Gas, LNG). Motorgas LPG (Liquified Petroleum Gas) består av flytande propan eller propan/butan blandning. Den används mest till ottomotorer men kräver också reglering med syresond och trevägskatalysator för att ge lägre emissioner och kan då vara ett komplement till bensin. I tabell 1 presenteras kemiskt innehåll och vissa data för biogas och naturgas.

Tabell 1. Kemiskt sammansättning i biogas och naturgas samt några ytterligare data på utvalda parametrar (Brolin et al., 1994).

Förening, (volym % torr gas)	Deponigas	Rötgas slamrötning	Rötgas anerobfilter	Svensk natural gas
Metan	45 (40-55)*	68 (55-76)	80 (50-90)	91.1
Koldioxid	35 (30-40)	32 (25-45)	20 (10-50)	0.5
Kväve	16 (2-25)	0.2	spårmängd	0.6
Syre	4 (0-5)	spårmängd	spårmängd	spårmängd
Vätesulfid	<10 ppm	<10ppm	<10ppm	spårmängd
Icke metan kolväten	<10 ppm	<10ppm	<10ppm	7.8
Vatten halt, (volym %)	4-7	4-7	4-7	**

*Värden inom parentes anger ett uppskattat variationsintervall.
**inget värde angivet i refererad rapport

2.5 Dimetyleter

Dimetyleter (DME) är en gas som primärt tidigare har använts som drivgas i spray flaskor men som relativt nyligen även har introducerats som drivmedel till kompressionsmotorer. DME kan produceras genom katalytisk dehydrering av metanol till en färglös gas med ett relativt högt cetantal. DME kan även produceras genom en kombinerad process där man använder syntetsgas (indirekt för produktion av metanol) till en direkt produktion av DME. Genom detta förfarande kan tillverkningskostnaden för DME minskas (Hansen et al, 1995).

I tabell 2 presenteras ytterligare data gällande metanol, etanol, biogas, rapsmetylester, naturgas och DME.

Tabell 2. Densitet, värme innehåll, viskositet, cetantal för metanol, etanol, biogas, rapsmetylester, naturgas och DME.

	Metanol	Etanol	Biogas	RME	Naturgas	DME
Densitet, (kg/m^3)	793 (25°C)	789 (25°C)	(970-1270)*	880	0.81	0,66
Värmeinnehåll,	19,8 MJ/kg	27,1 MJ/kg	ca 50 MJ/kg	35.8 MJ/kg	ca 50 MJ/kg	27,6
Viskositet (20 °C)	0,866 cS	1,674 cS		(6.5-8.0)		
Cetantal		8	-	>55	-	>55
Oktantal	109 **	109**	>120	-	ca 120	-

*Värden inom parentes anger ett uppskattat variationsintervall.

** RON (Research Octane Number).

3. HUR DET SER UT I DAG

Kort beskrivet är situationen ungefär följande i ett internationellt perspektiv beträffande den tekniska utvecklingen och emissionerna.

3. 1 Metanol

En fortlöpande motorteknisk utveckling har skett och därvid främst för bränsleflexibla personbilar. Tidigare var man i Kalifornien inställda på en introduktion större skala av personbilar, som speciellt anpassats för enbart metanoldrift ("dedicated vehicles"), men dessa planer kunde inte fullföljas (troligen beroende på ett lågt intresse både från biltillverkarnas och bilägarnas sida). Metanol har använts till cirka 300 bussar i Los Angeles. Tekniskt sett kvarstår vissa problem som har med materialvalet i bränslesystemet att göra, men det finns lösning för dessa problem. Man har numera (före hösten 1996) helt gått över till etanoldrift.

Emissionsmässigt ger både metanol och etanol redan idag låga emissionsnivåer både för lätta och tunga fordon om motorsystemet inklusive katalysator anpassats till bränslet. Generellt sett ger förbränning av alkoholer i motor så små utsläpp av partiklar att de är knappt detekterbara med den mätmetod som används idag.

3. 2 Etanol

Den största marknaden för etanoldrivna lätta bilar finns i Brasilien, där etanol används både som "rent" bränsle och blandat med bensin (22 % etanolinblandning). Där har man också lång erfarenhet av tillverkning, distribution och användning av etanolbränslet. Dock har man inte förrän nu under den senaste tiden på allvar tagit upp frågan om emissionerna i utvecklingsarbetet.

Etanol används även i USA i relativt stor omfattning och då främst som inblandningskomponent (10%) i bensin. Hela flottan av de alkoholdrivna bussarna i Los Angeles har justerats för etanoldrift istället för drift med metanol. Etanol är attraktivare än metanol av två skäl; 1) materialproblemen visar sig inte som vid användning av metanol; 2) etanol har blivit prismässigt intressant till följd av subventioner. Det bör här poängteras att det finns lösningar för materialproblemen, vilket representanter för Ford i USA uppgett (Ford, 1995).

Etanol används till både bränsleflexibla personbilar och tunga fordon (lastbilar och bussar) i Sverige. En ny generation av bränsleflexibla bilar har presenterats under åren och ingår i provbilsflottan som administreras av Stiftelsen Svensk Etanol Utveckling (SSEU).

3. 3 Biogas

Så långt man kan bedöma situationen i ett internationellt perspektiv är Sverige i en ledande ställning i användningen av biogas som bränsle. Renad biogas håller, enligt utförda analyser, en hög kvalité (97,5 % metan). Som motorbränsle kan biogas bli attraktiv i vissa lokala områden, bl a till följd av att detta minskar utsläppen av metan till atmosfären från deponier och reningsverk. En utredning utförd av Vattenfall (Brolin et al., 1994) kan naturgas prismässigt hamna på ungefär samma nivå som dieselolja. Till kostnaden för bränslet skall även räknas en utvecklingskostnad för fordon anpassade till gasdrift. I det avseendet ser det idag ut som att biogas kan få "draghjälp" genom utvecklingen av naturgasdrivna fordon. Se även avsnitt 3.5.

3. 4 Rapsmetylester

Som redan beskrivits tillverkas RME genom en förestringsprocess av rapsolja och metanol. Tillverkningsprocessen är relativt enkel och tillverkningskostnaden blir därigenom förhållandevis låg. Litteratursökningen har visat att RME används som "rent" bränsle (i Tyskland och Italien) och som blandbränsle (i Frankrike, Belgien och Sverige). Inblandningshalten är vanligen 5 % (i Frankrike upp till 5 %) och i Sverige lägre än 5 % p g a att inblandning av RME i dieselolja höjer slutkokpunkten varvid den vid en inblandning av 5 % RME i MK1 bränsle kommer att medföra att gränsvärdet för slutkokpunkten överskrids för MK1-bränslet.

Att döma av de uppgifter, som kunnat inhämtas, används RME idag i förhållandevis begränsad omfattning och kan i det avseendet jämföras med biogas. En uppgift värd att notera är att dieselolja med upp till 5 % RME distribueras i Frankrike som "vanlig" dieselolja, dvs utan att genom märkning skilja RME-inblandad dieselolja från oblandad dieselolja. Det är också värt att notera att även "ren" (oblandad) RME driftsmässigt kan användas i dieselmotordrivna fordon utan särskild anpassning av motorn dock måste bränslesystemet anpassas. Vidare visar erfarenheter från undersökningar att användning av "ren" RME kräver en motoranpassning för

att miljöfördelar skall kunna tillvaratas.

3.5 Naturgas

Tillgången på naturgas är mycket stor även i vårt närområde. Bland annat därför har användning av naturgas i form av CNG blivit attraktiv som motorbränsle. I likhet med biogas och alkoholer har naturgas en enkel sammansättning och i det närmast kan likhetstecken sättas mellan naturgas och renad biogas, dock med reservationen att naturgas kan som redan beskrivits innehålla en varierande mängd av tyngre kolväten än metan. Den omständigheten har en inverkan på motorutvecklingen så tillvida att det krävs en utveckling av styrsystemet för luft-bränsleblandningen, som tar hänsyn till variationerna hos bränslet, om naturgasen tas från olika källor (se även avsnitt 2.5).

För naturgasdrivna (och även biogasdrivna) fordon, som finns i Sverige idag, används tekniken med magerförbränning s k "lean burn". Magerförbränning innebär att en bränsleluftblandning med luftöverskott tillförs motorn. Väl kontrollerad bränsletillförsel kan ge små utsläpp av koloxid och kväveoxider medan nivån på utsläppet av oförbränt bränsle (mest metan) generellt sett är osäker. Partikelutsläppen är små och ligger på gränsen för detekterbara värden med använd mätteknik.

3. 6 Dimetyleter

Dimetyleter (DME) är ett relativt nytt gasformigt bränsle (kokpunkt -21°C) som kan tillverkas ur metanol eller effektivare ur naturgas/syntesgas enligt en metod som utvecklats i Danmark (Hansen et al., 1995). DME har utan egentlig framgång undersökts i olika omgångar som tändförbättrare vid användning av metanol i dieselmotorer först i Sydafrika redan i början av 1980-talet och så sent som 1992 av japanen Murayama (Murayama et al., 1992) Inte heller i det fallet blev resutatet av undersökningen särskilt lyckad. En nackdel i försöken att använda DME som tändförbättrare kan ligga i att den är förekommer som gas och kan därför inte särskilt enkelt tillföras motorn tillsammans med ett annat bränsle.

Vid användning av DME som "rent" bränsle i anpassad dieselmotor är förhållandena annorlunda. Först bör påpekas att DME har i förhållande till normal dieselolja ett högre cetantal och är därför lämplig att antända i en kompressionsmotor. Visserligen måste i första hand motorns bränsle-system anpassas till DME (gasen måste utsättas för visst tryck för att övergå till vätskefas) men försök har visat att detta låter sig göras utan alltför stora ingrepp. Man måste också räkna med att vissa andra konstruktiva ändringar måste göras, bl a i motorns förbränningsrum för att ta tillvara bränslets egenskaper.

Undersökningar har visat att det emissionsmässigt finns en god möjlighet till att nå ner till låga emissionsnivåer (Fleich och Meurer, 1995; Sorensen och Mikkelsen, 1995; Kapus och Ofner, 1995; Kapus och Cartellieri, 1995). En fördel med DME är också att den inte i likhet med naturgas/biogas kräver stora, tunga behållare som bränsletankar utan kan i avseende på bränsletank jämföras med motorgas (LPG).

4. FÖRUTSÄTTNINGAR, (Drivmedlets sammansättning, förändring och användning)

Förutsättningarna för bedömningen av de olika bränslenas miljöpotential skiftar något från bränsle till bränsle. De kriterier vi använt är i första hand bränslets sammansättning, hanteringen av bränslena (ev. arbetsmiljöproblem), förutsättning för motorteknisk utveckling, bedömning av den motortekniska utveckling som krävs för att nå ner till uppskattade emissionsnivåer, uppskattning av möjliga emissionsnivåer, uppskattning av hälsorisker och miljöeffekter utifrån kända avgaskomponenter.

Bedömningen av bränslet görs kortfattat i avsnittet 4.1. Eftersom kännedom om bränslet i sig själv inte är tillräcklig för att bedöma dess miljöpotential är det viktigt att det paras ihop med en motor med viss utvecklingsnivå, så att bränsle/motor/fordon blir en enhet har det ansetts som viktigt att även bedöma motor och fordonsutvecklingen. Denna bedömning presenteras i avsnittet 4.2

4.1 Drivmedlet

Bedömningen avser nedanstående drivmedel utan rangordning varav ett är ett fossilt drivmedel.

4.1.1 Metanol

Till följd av att metanol har ett högt oktantal (låg knacknigsbenägenhet) och lågt cetantal (dåliga egenskaper för självantändning vid kompression) är det bäst lämpat som drivmedel till anpassade ottomotorer. Motoroktantalet (MON) för metanol (M100) ligger mellan 88 och 89 och research oktantalet (RON) nära 109 (Styrelsen för teknisk utveckling, 1987) medan cetantalet ligger så lågt som 5. Detta har dock inte hindrat att bränslet används även till motorer med kompressionständning (se 4.2.1). En nackdel med metanol är dess aggressivitet mot och korrosivitet för vissa material detaljer i bränslesystemet som gummi och legeringar (Ford, 1995; Detroit Diesel, 1995).

4.1.2 Etanol

Som bekant finns både kemiska och fysikaliska skillnader mellan etanol och metanol. Etanolmolekylen innehåller två kolatomer och sex väteatomer (plus en syreatom) medan metanolmolekylen innehåller endast en kolatom och fyra väteatomer (plus en syreatom). Det innebär bl a att energiinnehållet i etanol är cirka 37 % högre hos etanol an hos metanol om man räknar på 100 %-iga alkoholer. Det har också visats att etanol är mindre aggressivt än metanol och därför föredras i vissa kretsar framför metanol (Ford, 1995; Detroit Diesel, 1995). Emissionsmässigt har skillnaderna också en betydelse, men sammantaget bedöms skillnaderna inte vara större än att de kan klaras av genom motorteknisk utveckling. I det fall det blir aktuellt att blanda in någon av alkoholerna i bensin krävs en anpassning av basbensinen om man vill undvika ökade utsläpp genom förångat bränsle (kolväten). Här är påverkan på bränslets ångtryck betydligt mindre för etanol än för metanol och därför är det särskilt angeläget att anpassa basbensinen i det fall metanol skall tillsättas. Det här gäller i viss mån även FFV och därför är det en fördel att etanol används till dagens FFV i Sverige.

Då vi anser att de påtalade problemen är av den art att de kan lösas betraktar vi metanol och

etanol som likvärdiga bränslen vid våra bedömningar av miljöpotentialen. Det måste dock tas i beaktande att formaldehyd har en högre biologisk (carcinogen) effekt än acetaldehyd.

4.1.3 Biogas

En väl renad biogas bör kunna betraktas som ett väl definierat drivmedel. En analys av bränslet från Trollhättan visar på följande värden: syre < 0,5 vol-%, kväve 1,0 vol-%, metan 97,5 vol-% koldioxid 1,5 vol-% och svavelväte under detektionsgränsen ca 50 ppm. Om den förhållandevis höga metanhalten kan hållas på nivån 97-98 vol-% bör det finnas goda möjligheter att utveckla motorer, som emissionsmässigt inte uppvisar stora variationer i utsläpp.

4.1.4 Rapsmetylester

Rapsmetylester utgörs av förestrad rapsolja och bränsleparametrarna skiljer sig i vissa avseenden inte särskilt mycket från parametrarna hos dieselolja, se datablad i Bilaga 1. Densiteten är något högre 0,86 - 0,9 kg/l energiinnehållet är något lägre ca 37 MJ/kg mot ca 43 MJ/kg för dieselolja. Enligt det tillgängliga databladet sträcker sig cetantalet från 45-59 och kol/väte förhållandet är mycket nära kol/väte förhållandet för dieselolja - dock finns en väsentlig skillnad, som ligger i att mängden kol och väte är mindre beroende på att RME innehåller 10-11 % syre.

Att det finns skillnader mellan RME och dieselolja talar för att det krävs en anpassning av motorn för att bränslets speciella egenskaper skall kunna tas till vara på ett optimalt sätt.

4.1.5 Naturgas

En naturgas med små variationer i sammansättning underlättar motoroptimeringen och kan utgöra en av förutsättningarna för att nå ner till de emissionsnivåer som anses vara möjliga att nå på längre sikt. Viss skillnad kommer troligen att finnas mellan naturgas och biogas, och detta kan i någon mån påverka utsläppsbilden.

4.1.6 DME

Dimetyleter (DME) är ett alltför oprövat drivmedel för att med bestämdhet kunna avgöra vilken miljöpotential det finns hos bränslet. Det aktuella bränslet ser inte alltför komplicerat ut och det har vissa tilltalade egenskaper, som gör det attraktivt som ett av de alternativ som skulle kunna begränsa emissionerna från motorer med kompressionständning. Bräslet kan utan större modifieringar användas till anpassade dieselmotorer. En nackdel med bränslet är att dess smörjande egenskaper är undermåliga och att något additiv som höjer viskositeten hos DME måste tillsättas. Det kan finnas även andra negativa egenskaper hos DME, vilka inte kommit fram genom hittills utförda undersökningar. Idag finns dock inga indikationer på att så är fallet. För att i möjligaste mån bedöma DME krävs att mer omfattande emissionskarakteriseringar på anpassade motorer utförs. DME molekylen (CH3-O-CH3) har vissa likheter med metanolmolekylen (CH3-O-H) vilket kan möjligen ge upphov till metylnitrit i avgaser från DME. Hypotesen måste utväderas experimentellt för att verifieras eller förkastas.

4.2 Motorkoncept/fordon

Hos dagens och särskilt framtidens fordon är hela fordonet en integrerad del när det gäller miljöegenskaperna. Utan att gå alltför djupt in i den diskussionen kan konstateras att delar i bl a

det avgasrenande systemet självklart kan sägas tillhöra motorn. Man kan även peka på bilens design och materialval för att kunna vinna gehör för uppfattningen att det är inte bara motorn som bestämmer hur stora utsläppen blir utan också det totala fordonskonceptet och dess livscykel.

4.2.1 Metanol

Idag används metanol till olika typer av fordon både i USA och Japan - i USA bl a till bränsleflexibla bilar (FFV). För att utnyttja bränslet optimalt måste utvecklingen av motorer och fordon gå längre än vad fallet är med FFV. Det faktum att metanol har högt oktantal kan utnyttjas genom att höja kompressionen. Integreringen av förbränningscykeln genom tändgnistan måste anpassas till bränslet och för övrigt måste hänsyn tas till att alkoholer kräver mera energi än bensin för att förångas, vilket kräver en anpassning av inte bara bränslesystemet utan även av tändsystemet. Det finns redan idag lösningar för detta och flera kommer helt säkert att utvecklas om metanol blir tillräckligt attraktivt som motorbränsle till lätta fordon.

För tunga fordon är bilden något annorlunda. Här krävs en målmedveten satsning på ett system, som säkerställer att bränslet antänds och att en god förbränning sker i motorn. Detta kan ske genom användning av glödstift eller tändstift. Eftersom dagens system med s k trevägskatalysator inte fungerar hos en motor som drivs med luftöverskott, måste andra lösningar utvecklas t ex system med avgasåterföring i kombination med ett katalysatorsystem (SCR eller $DeNO_X$) utvecklas för att nå ner till de emissionsnivåer som bedömts vara möjliga att uppnå.

4.2.2 Etanol

Det som skrivits om metanol gäller i stort även etanol , varför inga ytterligare kommentarer krävs utöver de som redan förts fram under avsnitten 4.1.1, 4.1.2 och 4.2.1.

4.2.3 Biogas

Den aktuella motortypen är en vidareutvecklad tändstiftsmotor. De motorer som används till naturgasdrivna lastbilar och bussar är konverterade dieselmotorer som drivs som magermotorer "lean burn". Lean burn tekniken kräver en noggrann styrning av bränsleflödet till motorn eftersom man för att minska utsläppen av kväveoxider balanserar bränsle-luftförhållandet på gränsen för misständning. Tekniskt kan detta vara möjligt, men det kräver att styrparametrarna är väl definierade och om bränslet utgör en av dessa parametrar är det viktigt att bränslesammansättningen inte varierar alltför mycket. För att systemet skall fungera i praktisk drift måste styrsystemet kunna tolerera vissa variationer i bränslesammansättningen, lufttrycket och omgivningstemperaturen.

För att nå ner till de emissionsnivåer som vi anser vara möjliga att nå på lång sikt med ett väl definierat bränsle krävs en långtgående anpassning av motorn. Här bedömer vi att det även krävs ett system med trevägskatalysator inklusive styrsystem som ger en reaktionsekvivalent (stökiometrisk) väl preparerad bränsleluftblandning. Katalysatorsystemet måste ha kapacitet till att oxidera även metangasen som släppas ut från motorn.

4.2.4 Rapsmetylester

Den förutsättning vi arbetat utifrån vid bedömningen av emissionspotentialen är att en motorut-

veckling skall ske som medför att motorn anpassas till bränslet. Att det här är fråga om en motor med kompressionständning är självklart med hänsyn till bränslets egenskaper. Det som krävs som tillägg till en anpassning av motorn är ett katalysatorsystem, vilket bör kunna användas utan större problem till följd av att bl a svavelhalten i bränslet normalt sett är mycket låg. Detta framgår också av databladet.

För att nå ner till de emissionsnivåer som bedöms vara möjliga att nå krävs också en kombination av tekniska lösningar som minskar utsläppen av kväveoxider. En av dessa möjligheter är ett system med i första hand EGR, men det kommer att krävas något ytterligare system för avgasrening. Problemet här är att utsläppet från motorn av vissa komponenter som CO och partiklar kommer att öka. För att ta vara på och minska dessa emissioner kommer sannolikt stora krav att ställas på katalysatorsystemet. För att minska utsläppen av kväveoxider till bedömd möjlig nivå kommer sannolikt även ett system med s k SCR-katalysator (selective catalytic reduction) att krävas.

4.2.5 Naturgas

För vår bedömning förutsätter vi små variationer i naturgasens sammansättning och att i stort sett samma teknik kan utnyttjas som för biogasdrivna fordon. Det troliga är att naturgasdriften kommer att ligga något före biogasdriften i utveckling och därför kan man förvänta sig att motorer för biogasdrift kommer att få genomgå en anpassning till fossil naturgasdrift om skillnaderna i bränslets sammansättning får en betydelse för utsläppsbilden. Studier har visat att gasdrivna motorer är känsliga för variationer i bränslets sammansättning.

4.2.6 Dimetyleter

Utgångsläget för anpassning av dieselmotorer till drift med DME bedöms som förmånligt. DME kan med fördel användas till både lätta och tunga fordon. Anpassningen av motorn innebär ändringar hos motorns bränslesystem. Bränslet trycksätts för att det skall bli flytande och därmed kan det sprutas in på motsvarande sätt som hos en dieselmotor, dock krävs inte en insprutningspump som ger högt insprutningstryck. Eftersom åtminstone utsläppen från motorn (före katalysatorn) av kväveoxider och partiklar har visat sig ligga på en förhållandevis låg nivå krävs inte alltför sofistikerade lösningar för att minska utsläppen av dessa föroreningar. Hittills utförda studier har emellertid visat att utsläppen från motorn av koloxid och oförbränt bränsle ligger på en ganska hög nivå och, vilket leder till att en väl fungerande katalysatorsystem måste användas. Till detta kommer att EGR troligen måste utnyttjas för att minska utsläppen av kväveoxider till den nivå, som bedöms vara möjlig att nå.

5. TEKNIKUTVECKLING OCH EMISSIONSNIVÅER

Under särskilt de senaste 5 à 10 åren har intresset för alternativa drivmedel till motorfordonen ökat så tillvida att man inom motor- och bilindustrin lägger ner mera resurser än tidigare för en anpassning mot en bredare användning av de alternativ som nu står till buds. Därmed har inte sagts att industrin nödvändigtvis prioriterar alternativa drivmedel, som baseras på biomassa utan snarare på fossila alternativa drivmedel eftersom dessa i dagsläget generellt sett kostar mindre än de fossila drivmedlen som naturgas, motorgas (LPG) och metanol tillverkad från naturgas. Enligt

en utredning som Vattenfall Energisystem låtit göra en utredning om biogas (Brolin et al., 1994) och i den anges att betalningsförmågan för bussar under vissa förutsättningar var 36 öre per kWh år 1994 vid ett dieselbränslepris av 4,2 kr per liter.

Att kostnaden och betalningsförmågan tas upp i samband med en beskrivning av teknikutvecklingen beror på att kostnadsutvecklingen har en så starkt styrande effekt att det inte är självklart att den tekniska utvecklingen av motorer och avgasreningssystem drivs så långt som en god betalningsförmåga skulle kunna tillåta. Därför bör beskrivningen i följande avsnitt betraktas som möjlig teknisk utveckling om det skapas ekonomiska incitament för utvecklingen.

5.1 På 5-års sikt

Om man något närmare studerar en teknisk utveckling och närmast inom bilindustrin kan relativt snabbt konstateras att inom tidsramen 10 à 15 år kommer sannolikt inte särskilt mycket ha skett som "drar" motorindustrin bort från de traditionella motorkoncepten, otto- (traditionell tändstiftsmotor) respektive dieselmotor (motor med kompressionständning). Om inte något helt oförutsett händer kommer det klart mesta trafikarbetet att ske med bilar som drivs med motorer av den grundtyp som bilarna är utrustade med dag. Givetvis kommer motorerna att effektiviseras genom fortsatt konstruktiv utveckling, men erfarenheten har visat att det tar minst 10 à 15 år eller mera att konstruera, prova ut och tillverka en mer genomgripande ändring av bilens drivsystem.

Förutom en reduktion av vikten hos fordonet krävs det ändringar hos drivsystemet, och de, som närmast tycks kunna genomföras, för att förbättra bränsleekonomin hos de lätta bilarna är;

- konstruktiva ändringar hos motorn genom en fortsatt motorutveckling;
- övergång till alternativt drivsystem;
- övergång till att använda en energieffektiv dieselmotor;
- reduktion av fordonsvikten.

Det har tidigare nämnts att användning av förnybara bränslen är en väg till att minska koldioxidutsläppen, men det minskar inte mer än möjligen marginellt bränsleförbrukningen hos bilen räknat i energiekvivalenta enheter. Som redan tidigare nämnts är det svårt att se att en övergång till alternativt drivsystem inom den givna tidsramen kan bli aktuell i någon större skala. Utnyttjande av eldrift och hybrida drivsystem kan naturligtvis diskuteras som möjliga alternativ. I fallet med eldrift finns möjlighet att ta energin från en annan energikälla än från fossila bränslen. Uppgiften här är emellertid inte att beskriva en utveckling av el- eller hybridsystem utan vi skall koncentrera vår beskrivning till nedanstående aktuella förnybara drivmedel till motorfordon. För beskrivning av miljöpotentialen bränsle/motor/fordon används endast "rena" bränslen eller bränslen med låg inblandning av annat bränsle

5.1.1 Metanol och etanol

Både etanol och metanol är, till följd av att de har högt oktantal, funktionsmässigt väl lämpade som drivmedel till motorer med tändstiftständning, dvs för alkoholdrift anpassade ottomotorer. På grund av att alkoholerna är aggressiva måste vissa delar i bränslesystemet bytas ut mot mer resistenta material och därvid isynnerhet om metanol används. På nyare bilar har detta gjorts till en del, men erfarenhetsmässigt krävs vissa ytterligare ändringar i bränslesystemet och motorns

förbränningsrum. Ett problem med alkoholer är att de kräver högre ångbildningsvärme än bensin och därför måste en särskild anpassning göras för att klara start och körning med kall motor och särskilt vid lägre temperaturer.

Ett högt oktantal ger lågt cetantal (dåliga tändegenskaper i en motor med kompressionständning). Därför krävs det, utom det som pekats på här ovan, en speciell anpassning av antingen bränslet eller motorn för att bränslet skall kunna användas till motorer med kompressionständning. För bränslet kan det ske genom att använda ett additiv som förbättrar tändegenskaperna. Om man istället väljer att anpassa motorn för att förbättra tändegenskaperna kan detta ske genom att använda tändstift eller en i motorns förbränningsrum elektriskt uppvärmd kropp benämnd glödstift. Anpassningen av motorn är i övrigt att höja kompressionen jämfört med motor för dieselolja och vidare öka bränsleflödet genom att använda en insprutningspump med högre bränsleföde. Omfattande undersökningar har visat att det tekniskt sett går bra att använda alkoholer även till en motor med kompressionständning och att detta har emissionsmässiga fördelar särskilt för utsläppen av kväveoxider. Katalysator måste användas för att förbränna bränslerester och särskilt för att hålla utsläppen av aldehyder på en låg nivå. Om inte katalysator används kommer aldehydutsläppen att vara större vid alkoholdrift än vid drift med dieselolja. Det finns en betydande potential till att nå låga emissionsnivåer även för motorer till tunga fordon.

För alkoholdrift anpassade ottomotorer

Alkoholer har använts som bränsle till motorfordon under förhållandevis lång tid. Därför finns det dokumenterade erfarenheter både om hur bränslena fungerar i bilarna och om emissionsnivåer. I Sverige finns tidiga erfarenheter från inblandning av 15 % metanol i bensin och från användning av 100 % metanol (International Energy Agency, 1986; STU, 1987). Erfarenheter från användning av etanol genereras genom ett projekt som drivs av Stiftelsen för Svensk Etanolutveckling (SSEU) och som stöds av Kommunikationsforskningsberedningen (KFB).

Man kan visserligen peka på en skillnad mellan metanol och etanol, som ligger i utsläppen av aldehyder. Metanol ger ett större utsläpp av formaldehyd än etanol medan etanol ger större utsläpp av acetaldehyd än metanol. Vunna erfarenheter inom bl a KFB-projekt visar att en katalysator av dagens tekniknivå i normala fall reducerar aldehydutsläppen till nivåer som gäller för bensindrivna bilar

En analys av en möjlig teknisk utveckling visar att det finns en betydande potential till fortsatt minskning av föroreningsutsläppen. För att utnyttja denna potential krävs att nya tekniska lösningar utprovas och anpassas till alkoholbränslet och den typ av motor (ottomotorn), som förväntas vara aktuell under ytterligare många år framåt.

Det är väl känt att alkoholerna inte förångas lika lätt som bensin och att detta ger sig till känna vid start med kall bil och motor. Det finns flera möjliga lösningar på det problemet som sträcker sig från konstruktiva ändringar hos motorn till att använda ett startmedium. Ett tändsystem inklusive speciellt tändstift med förhöjd gnistenergi har utvecklats och provats i Kanada på en motor som körs med M100. Man har genom detta system visat att motorn upprepat kunde startas vid -20 °C och start var möjlig ända ner till -30 °C. Givetvis krävs en vidareutveckling av detta syster men det ger ända en indikation att det går att lösa kallstartproblemet.

Trots att det finns en betydande potential till förbättring av alkoholbilens emissionsprestanda är bedömningen att motor- och biltillverkaren inte kommer att utnyttja dessa möjligheter till fullo under kommande 5-årsperiod. Beräknade och uppskattade emissionsnivåer för alkoholdrivna personbilar har presenterats i Tabell A.1.

För alkoholdrift anpassade dieselmotorer
Erfarenheter från användning av alkoholer till anpassade motorer med kompressionständning (dieselmotorer) är visserligen inte lika omfattande som för ottomotorer, men det finns ändå tillräckligt för att kunna bedöma emissionspotentialen. Eftersom de fysikaliska egenskaperna hos alkoholerna är sådana att de lämpade till att användas framförallt i ottomotorer har det funnits ett visst motstånd till att använda dessa bränslen i dieselmotorer. För användning av alkoholer i dieselmotorer måste kompressionen hos motorn höjas (för att bl a förbättra motorns tändvillighet) och kapaciteten hos bränslepumpen ökas p g a att energiinnehållet i alkoholerna är lägre än hos dieselbränslet. Värmevärdet hos etanol är 27,1 MJ/kg (29,7 MJ/kg för övre värmevärde) och hos metanol 19,8 MJ/kg (22,7 MJ/kg för övre värmevärde), medan värmevärdet för dieselolja är cirka 43 à 44 MJ/kg beroende på oljans sammansättning.

Eftersom alkoholerna inte är tändvilliga vid kompression (har lågt cetantal), måste antingen bränslet motorn eller bränslet modifieras med hänsyn till detta. Modifieringen av bränslet innebär att ett tändförbättrande additiv används i alkoholen. Modifieringen av motorn innebär att motorn förses med tändstift eller med elektriskt uppvärmt glödstift. Det man kan förvänta sig är att tekniken med avgasåterföring (EGR) utvecklas så att åtminstone en första generation av sådant system kommer till användning inom 5 år. Utvecklingen vad gäller emissions bedöms nå den nivå som visas i Tabellerna A.2 tom A.5.

5.1.2 Biogas och naturgas
Internationellt sett finns ett ökat intresse för att använda naturgas som alternativt drivmedel till motorfordon. Försök pågår på många håll i världen, vilket tyder på att både myndigheter och fordonstillverkare ser naturgasen som ett möjligt motorbränsle för framtiden. Tillgången på naturgas är mycket stor och därför finns det utrymme för en utveckling som betyder ökad användning av bränslet. Därmed kan man också vänta sig att motortillverkarna kommer att utveckla motorer, som tar tillvara potentialen hos bränslet. Under den kommande 5-årsperioden bedöms systemen med magerförbränning ("lean burn") att utvecklas vidare så att de blir stabilare då det gäller emissionsnivåer. Under den närmaste 5-årsperioden bedöms utvecklingen av emissionsnivåer nå ner till de nivåer som visas i Tabellerna A.6 tom A.10.

5.1.3 Rapsmetylester
En trolig utveckling i vårt land är att RME kommer att utnyttjas som inblandningskomponent i dieselolja. Idag finns vissa hinder för att blanda in samma mängd av RME som är en den inblandningshalt som praktiseras i t ex Frankrike, nämligen upp till 5 %. Hindret är att den aktuella dieseloljan för inblandning MK1 har definierats att ha en slutkokpunkt på 285 °C och att denna gräns kommer att överskridas vid inblandning av 5 % RME. RME har nämligen egenskapen att höja slutkokpunkten hos bränslet vid inblandning.

Det miljömässiga argumentet bakom beslutet om att sätta gränsen för slutkokpunkten så lågt som till 285 °C för MK1 var att detta skulle leda till att risken för att tyngre fraktioner, som vanligen finns i dieseloljan skulle skiljas ut om slutkokpunkten sattes lågt. Tunga fraktioner kan innehålla större molekyler av aromatiska föreningar som polycykliska aromatiska föreningar.

I fallet med inblandning av RME som enda komponent som ger en höjning av slutkokpunkten, kan denna höjning knappast betyda att en större mängd polycykliska aromatiska föreningar kommer att finnas i blandningen efter inblandningen av RME än före inblandningen.

Den bedömning vi haft att göra har varit drivmedlets miljöpotential. Den kan bara uppskattas för en oblandad RME och den bedöms då hamna på den nivå som framgår av Tabell A.11 till och med Tabell A.15. Bedömningen grundas på beräknad teknikutveckling, som definierats under avsnitt 4.2.5.

Reservation för att HC och partiklar inte är klart definierade (Egebäck och Westerholm, 1996).

5.1.4 DME

På grund av att data från emissionsmätningar med DME som drivmedel i stort sett saknas, och för icke reglerade avgaskomponenter helt sakas, finns i likhet med bedömningen av RME en större osäkerhet för DME än för alkoholerna och gasbränslena. Med hänsyn till de förmånliga egenskaper som finns hos DME och därmed till den positiva utvecklingen av DME-drivna motorer och fordon anser vi att de nivåer för reglerade emissioner som angetts i Tabell A.16 till och med Tabell A.21 kan tjäna som riktmärke för bedömningen.

5.2 På längre sikt

I tabellerna i vilka uppskattade emissionsnivåer presenteras anges årtalen 2000, 2005 och 2010. Det kan naturligtvis ifrågasättas om man för alla av de olika bräsle-motorkombinationerna kommer att ha nått det optimala emissionsmässiga tillståndet år 2010. Det hela beror naturligtvis inte bara på den tid som står till förfogande för utvecklingen till ett visst mål utan även på ekonomiska och miljömässiga incitament för att nå målet. Vår bedömning är att det tidsmässigt finns möjlighet att nå de emissionsnivåer som angetts i tabellerna, men att detta kräver speciella insatser. Under följande punkter ges vissa kommentarer om tillägg till de kommentarer som givits i föregående avsnitt.

5.2.1 Metanol och etanol

De emissionsnivåer som bedöms kunna uppnås med anpassade otto- och dieselmotorer vid användning av metanol som drivmedel presenteras i Tabell A.1 till och med Tabell A.5.

Metanol kan även användas för tillverkning av DME och är även till en viss typ av bränsleceller. Dessutom kan både metanol och etanol användas som bränsle till en typ av bränsleceller som är under utveckling i Kalifornien. Den aktuella typen av bränslecell är direktverkande, vilket innebär att bränslecellen kan drivas direkt med alkoholen utan mellansteget med reformer för tillverknig av vätgas. Vinsterna med en sådan bränslecell är att den har hög verkningsgrad och låga emissionsnivåer, i stort sett koldioxid och vatten.

5.2.3 Biogas och naturgas

Utvecklingen av motorer och avgasreningsutrustning bedöms kunna leda till de emissionsnivåer, som presenteras i Tabell A.6 till och med Tabell A.10.

Som redan påpekats kan naturgas och biogas användas för tillverkning av bl a DME.

5.2.4 Rapsmetylester

Med en rationell utveckling av motorer och avgasreningssystem bör det vara möjligt att nå ner till de emissionsnivåer som presenterats i Tabell A.11 till och med A.15.

Om RME används som inblandningskomponent i dieselolja är bedömningen att upp till 5 % bör kunna tillsättas.

5.2.6 Dimetyleter

Dimetyleter är ett relativt nytt bränsle och därför är den bedömning som gjorts beträffande emissionsnivåer mycket osäker. Å andra sidan finns det egenskaper hos DME som talar för att bränslet bör ha en god miljöpotential.

6. BEDÖMNING

6.1 Produktion

För att reducera miljöpåverkan från bränslen måste man även beakta produktionen av bränslet som sådant ur miljö och hälsosynpunkt. Detta betyder att för biobaserade bränslen måste även produktionen och distributionen av biobränslen utföras med energi som baserar sig på förnybara energikällor för att nettotillskottet av koldioxid till atmosfären skall bli paraktiskt taget noll. Givetsvis måste även övriga potentiella emissioner av övriga växthusgaser inkluderas i den totala emissionsbudgeten för att erhålla den bästa effekten. Av de bränslen som ingår i bedömningen som presenteras i denna rapport är det endast naturgas som inte kan produceras ur förnybara energikällor. Detta påstående är emellertid inte strikt korrekt därför att naturgas härrör ursprungligen från organiskt material som producerades biologiskt och omvandlats till gas (råolja) i jordens inre under årmiljonerna. Produktionsmetoder för de olika bränslena beskrivs i kapitel 2.

6.2 Distribution

Olika metoder kan användas för lagring och distribution av var och ett av de olika alternativa drivmedlen. Vilken metod som väljs bestäms av utbredningen av användningen av drivmedlet och möjligheterna att utnyttja befintliga distributionssystem. Fysikaliska egenskaper hos bränslet kan emellertid utgöra ett hinder för att utan anpassningar välja en befintlig anläggning för lagring av drivmedel och att utnyttja tankar och pumpar hos bensinstationerna. För t ex alkoholer måste vissa anpassningar ske p g a att alkoholerna och särskilt metanol är aggressiv och korrosiv.

Vissa material i distributionssystemet måste ersättas med andra material. Alkoholerna är

hygroskopiska och tar därför lätt till sig vatten och fukt från omgivningen, vilket är en nackdel vid lagring av bränslet. Bränslet kan därför inte lagras i dagens bergrum utan måste lagras i torrt lagringsutrymme (Ecotraffic,1996). Detta har medfört att inblandning av alkohol i bensin som låginblandning utförs i depå och inte i raffinaderi, vilket vore en mer rationell lösning. Det skulle också ge en bra möjlighet till att anpassa bensinen till att den skall blandas med en alkohol.

Vilka rutiner som skall användas för distribution bränslet beror inte bara av bränsletypen utan också kravet på bränslet vid dess användning i fordon. Ett exempel, som kan belysa detta är tillredning och användning av alkoholbränslen.

Om en alkohol (metanol eller etanol) skall användas till bensinmotorer bör den vara fri från vatten särskilt om den skall blandas in i bensin. Detta p g a att vattnet och alkoholen kan separera från bensinen, vilket orsakar driftsproblem om vattnet kommer in i bilens bränslesystem. Därför används i det sammanhang en alkohol med mindre än 1 % vatten vid inblandning i bensin.

Med tanke på att alkoholbränslet kan förekomma och användas i minst tre olika former - i oblandad form, i form av E85 eller M85 (85 % alkohol tillsammans bensin eller andra kolväten) och som låginblandning i bensin kan kostnaden för tillredning av bränslet i depå i kombination med distribution bli förhållandevis hög och en betungande post om den skall slås ut på små volymer. Därför borde en lösning prövas, som för åtminstone bränslet till bensinbilar går ut på att bränslet bereds vid bensinstationen genom användning av blandpump. Om den lösningen lyckas begränsas distributionen till ett alkoholbränsle för bensinbilar.

Vid inblandning av alkohol i dieselolja finns inte samma krav på att alkoholen skall ha låg vattenhalt beroende på att en blandbränslet tillreds till en emulsion (Berg, 1996). Till saken hör också att dieselmotorn är mera tolerant mot vatten än bensinmotorn. En dieselmotor kan drivas med vattenblandat bränsle och normalt är vattenhalten 5 à 6 % i det etanolbränsle som används i tunga fordon i Stockholm och andra platser, där bussar och lastbilar drivs med etanol. I Örnsköldsvik pågår försök med ett etanolbränsle, som innehåller 10 % vatten. Det bör i sammanhanget nämnas att tillredning av blandbränsle med dieselolja svårligen kan utföras vid bensinstation.

För lagring och distribution av gasformiga bränslen kan andra särskilda överväganden behöva ske, vilka kortfattat kommer att beröras i följande punkter:

6.2.1 Alkoholer

Det finns visserligen en skillnad mellan metanol och etanol som kan ha betydelse vid distributionen alkoholer eller alkoholhaltiga bränslen, särskilt alkoholhaltig bensin. Ecotraffic har på uppdrag av KFB studerat distribution av motoralkoholer (Brandberg och Sävbark, 1996). I en sammanfattning till rapporten anges bl a att "Införandet av en ny drivmedelskvalitet i form av alkoholbränsle (med mer än 85 % alkohol) antas kunna ske genom att en ny tank och pump byggs vid 500 bensinstationer under en 10-årsperiod och därefter sker ett successivt utbyte av bensinsystem vid normal renovering och förnyelse". I planen, som Ecotraffic beskriver, ingår också att ersätta någon av dagens bensinkvalitéer med en alkohol för att därigenom minska kostnaderna. En viktig uppgift, enligt Ecotraffic, är att redan från början noga planera i vilka

former (blandningar med fossila bränslen kontra "ren" alkohol) en framtida användning av alkoholer kan ske för att bygga upp ett kostnadseffektivt system. Att inrymma många alkoholblandningar i systemet är inte ändamålsenligt med hänsyn till initial- och distributionskostnader.

I rapporten beskrivs olika transportsätt för alkoholer och hanteringen. En nackdel är alkoholernas benägenhet att "ta upp" vatten, vilket leder till att inblandning måste ske i depå istället för hos raffinaderiet. Vid låginblandning av alkohol i bensin ökar bränslets ångtryck och därför måste basbensinen anpassas till den blandning som skall ske.

Vid distribution av alla bränslen finns alltid en risk för olyckor. I fallet med "ren" etanol anses spill inte leda till någon allvarligare miljöstörning. Till följd av påverkan genom mikroorganismer anses inte heller spill av metanol åstadkomma allvarligare skador så länge grundvattentäkter kan skyddas.

6.2.2 Biogas/naturgas

Skillnaden mellan distributionen av biogas kontra naturgas är att biogasen kan antas bli förbrukad i lokala fordonsflottor p g a den trots allt begränsade tillgången medan det finns förutsättningar för en bredare användning av naturgas. Både naturgas och biogaas kan användas i två olika former - i flytande form med beteckningen LNG (Liquified Natural Gas) och i komprimerad form med beteckningen CNG (Compressed Natural Gas) med ett tryck av cirka 200 bar. Även LNG läggs under högt tryck och i dt fallet vid låg temperatur för övergången från gasfas till vätskefas.

Det mest vanliga är att CNG används för fordonsdrift, men i vissa fall används även LNG i fordon åtminstone på försök (i Kalifornien finns sådana fordon). I både fallet med biogas och naturgas transporteras gasen till tankningsanläggningen i gasledningar där gasen komprimeras till något högre tryck än det tryck som gäller för fordon.

Tankningsanläggningar finns av olika slag och vanligen är de konstruerade så att flera fordon kan tankas parallellt. En vanlig planering för en bussflotta är att fordonen tankas under natten med den mängd gas som förväntas bli förbrukad under dagen. Eftersom moderna tankanläggningar har en sådan kapacitet att en tankning tar endast ca 10 minuter kan givetvis tankning ske även under dagtid.

Till skillnad från tankning av bensin och dieselbränsle sker tankning av gaser genom slutna system, vilket normalt sett bör förhindra eller begränsa spillet vid tankningen..

6.2.3 Rapsmetylester

Rapsmetylester (RME) kan transporteras på motsvarande sätt som dieselolja. I själva verket är RME lätt blandbar med dieselolja och används som blandbränsle i bl a Frankrike, Belgien och även i Sverige. Därför krävs ingen större rengörning av transporttankar om dessa i ena fallet används för transport av RME och i andra fallet av dieselolja. Anläggningar för tillredning av RME är inte särskilt komplicerade och kostnadskrävande.

6.2.4 Dimetyleter

Dimetyleter (DME) kan sägas vara ett helt nytt drivmedel för fordon och därför finns ingen erfarenhet från distribution av drivmedlet. Det framstår som möjligt att lagra och distribuera DME på motsvarande sätt som motorgas (LPG) distribueras dock under något högre tryck än för LPG (ca 5 bar). DME övergår från vätskefas till gasgas vid ca -20 °C.

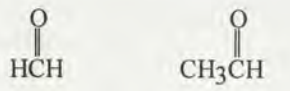
LPG distribueras vanligen i överjordstankar och det är troligt att även DME skulle kunna distribueras på motsvarande sätt. För tankning av fordon krävs någon typ av kompressor som kan ge stora flöden. Tryckmässigt krävs långt ifrån samma kapacitet som för biogas och naturgas.

6.3 Bedömnig av hälsorisker för vissa ämnen i avgaserna

Som tidigare poängterats innehåller motoravgaser av en mycket komplex blandning av olika kemiska föreningar som består av oförbrända bränslekomponenter och av kemiska föreningar som bildats under förbräningsprosessen i motorn. Vidare bidrar även motorsmörjoljan med komponenter som är oförbrända och som är pyrosyntetiserade. Bidraget från motorsmörjoljan är starkt beroende på om olja läcker förbi kolvarna i motorn. Relevanta icke reglerade avgaskomponenter, som kan relateras till miljöeffekter och hälsorisker framgår av förteckningen nedan. Viktiga avgaskomponenter i ett globalt perspektiv är växthusgaserna så som koldioxid, lustgas, metan. Genom det finns ett stort antal föroreningar i fordonsemissioner kommer det även att finnas okända föroreningar i olika halter, som kan förväntas påverka hälsotillståndet hos speciellt mer känsliga personer i olika grad. Med denna reservation i minnet presenteras nedan relevanta icke reglerade avgaskomponenter med hänsyn tagen till hälsorisker. Denna lista är inte fullständig och det förväntas att den kommer att uppdateras utifrån framtida forskningsresultat. Att göra en fullständig karakterisering (identifiera och mäta på samtliga föreningar) av föreningar som finns i emissionsprover från förbränningsmotorer är inte praktiskt möjligt.

6.3.1 Aldehyder

Aldehyder, Figur 1, är kända för att vara irritanter och kan initiera allergiska reaktioner på känsliga personer. Formaldehyd bedöms också att vara carcinogen (CARB, 1989). I Stockholm har det varit klagomål på att etanoldrivna bussar "luktar illa" vilket delvis kan förklaras med att det bildas acetaldehyd och ättiksyra som har en stickande lukt under ogynnsamma driftsförhållanden. Detta problem är till stor del löst på den nya generationen av etanolbussar.



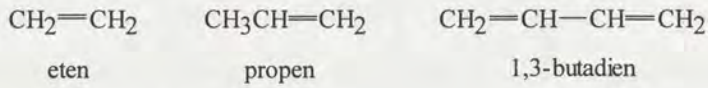
formaldehyd acetaldehyd

Figur 1. Exempel på relevanta aldehyder.

6.3.2 Alkener

Vissa alkener, Figur 2, som eten, propen och 1,3-butadien har en potential till att omvandlas av

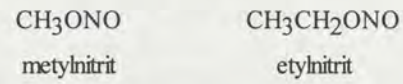
kroppens enzymer till reaktiva metaboliter som kan initiera cancer. Eten metaboliseras till den reaktiva metaboliten etylenoxid i både djur (Törnqvist et al., 1988) och människa (Törnqvist et al., 1991).



Figur 2. Exempel på relevanta alkener.

6.3.3 Alkylnitriter

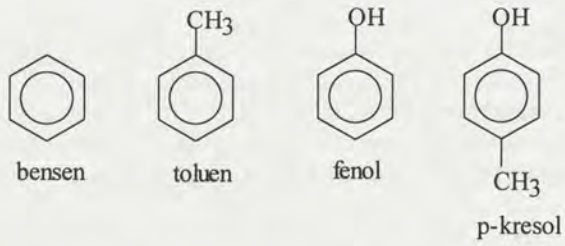
Akylnitriter, Figur 3, är mutagena (Törnqvist et al., 1983) och kan därför vara potentiella carcinogener. Alkylnitriter bildas från oförbrända alkoholer och kväveoxider i avgasplymen från fordon som körs på metanol/bensin och metanol/dieselblandningar (Jonsson and Bertilsson, 1982).



Figur 3. Exempel på relevanta alkylnitriter.

6.3.4 Aromatiska föreningar

Monoaromatiska, Figur 4, föreningar av speciellt intresse är: Bensen, toluen, kresoler och fenoler. Yrkesexponering för bensen kan ge upphov till en förhöjning av risken att få leukemi (Törnqvist and Ehrenberg, 1994).

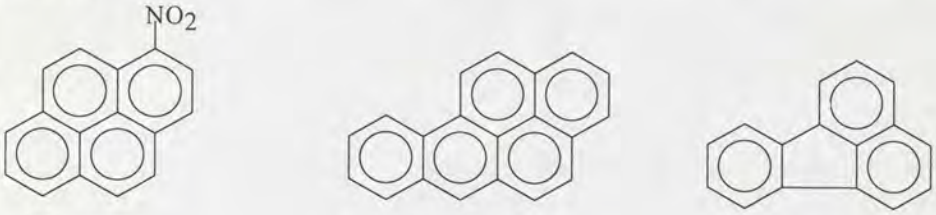


Figur 4. Exempel på relevanta monoaromatiska föreningar.

Polycykliska aromatiska föreningar, Polycyclic* Aromatic Compounds (PAC). Inom ämnesgruppen polycykliska aromatiska föreningar (PAC), Figur 5, finns undergruppen polycykliska aromatiska kolväten (PAH) har vissa påvisats framkalla cancer vid djurförsök på gnagare (IARC, 1983). Genom detta faktum så kan dessa föreningar anses som potentiella cancerframkallande föreningar även för människor. PAH bildas vid all typ av förbränning av organiskt material i luft och finns följaktligen i avgaser från motorfordon. Det finns flera olika faktorer som påverkar emissionen av PAH såsom kallstarter, körsätt, motorkoncept, koncept för

avgasefterbehandling, val av bränsle etc. I den svenska standarden för MK1 dieselbränsle specificeras mängden PAH i bränslet som en bränsleparameter. Emissionen av PAH i avgaserna härrör dels från pyrosyntetiserade PAH (bildade i förbränningsprocessen) och dels oförbrända PAH som härrör från bränslet (Westerholm and Li, 1995). Detta medför att PAH emissionen i avgaserna kan minimeras när bränslets PAH innehåll är lågt. PAH fördelar sig mellan PAH adsorberade på partiklar och PAH som befinner sig i gasfas (Westerholm et al., 1991). Detta medför att för att mäta PAH emissioner från fordon måste både patikellokaliserade- och semivolatila föreningar provtas för att få ett total mått på PAH emissionen. Detta är speciellt viktigt att utföras när låga partikel emissioner förväntas (gasbränslen) vilket leder till att PAH till största delen är lokaliserade till gasfasen.

*I Europa anses polycykliska föreningar bestå av di- (två) och flerringade bensenringar vilket inte är semantiskt korrekt. Det korrekta är polycykliska, tri- (tre) och fler ringade aromatiska föreningar).



1-nitropyren bens(a)pyren Fluoranten

Figur 5. Exempel på relevanta PAC.

6.3.5 Kvävedioxid

Vid inandning av kvävedioxid (NO_2) penetreras gasen långt ner i lungorna. Primärt påverkas luftvägarna och alveolerna. Hälsoeffekter av kort- och långtidsexponering av NO_2 har observerats genom epidemiologiska studier. Studier av akuta effekter har visat sig ha samband med NO_2 i omgivningsluften. Rapporterade effekter inkluderar besvär och symtom i andningsorganen. En studie av barn som bodde nära en anläggning för tillverkning av trinitrotoluen och som exponerades som medelvärde för koncentrationer av 40 - 90 µg/m^3 av ämnet och två andra studier med 30 µg/m3 uppvisades ökade grader av sjukdomsfall genom besvär i de lägre luftvägarna. Det finns även andra fall att peka på som visar på hälsoefffekter av NO_2 i omgivningsluften (Bylin, 1990; Boström et al., 1996)

Baserat på ovanstående stycken har en tabell utarbetats, Tabell 3, som presenterar icke reglerade avgaskomponenter som bör beaktas vid emissions bedömningar ur hälso- och miljösynpunkt för de alternativa drivmedlen biogas, naturgas, etanol, metanol, rapsmetylester och dimetyleter.

Tabell 3. Förslag till analys av prioriterade icke reglerade avgaskomponenter och förslag till biologiska test att utföra vid utvärdering av olika motorbränslens potentiella miljö och hälsoeffekter (Egebäck och Westerholm, 1996).

Analyser/test	Biogas	Naturgas	Etanol	Metanol	RME	DME
Partikelanalys	(x)	(x)	(x)	(x)	x	x
Aldehyder	(x)	(x)	x	x	x	x
Alkener	x	x	x	x	x	x
Alkylnitriter#	-	-	x	x	(x)	(x)
Monoaromater	x	x	x	x	x	x
PAC	x	x	x	x	x	x
NO_2	x	x	x	x	x	x
CO_2	x	x	x	x	x	x
Växthusgaser (IPCC)*	x	x	x	x	x	x
Mutagenicitetstest	x	x	x	x	x	x
TCDD-receptor affinitet	x	x	x	x	x	x
Neurotoxicitet	x	x	x	x	x	x

*ICPP, the Intergovernmental Panel on Climate Change
#Hypotes gällande bildning av metylnitrit måste verifireras experimentellt.

6.4 Miljöeffekter

Miljöeffekterna av olika drivmedel och deras användning är av olika slag och mer eller mindre allvarliga. Om man går från källan för drivmedlen till slutanvändaren kan man finna en rad miljöpåverkande faktorer, som kan vara både positiva och negativa. Särskilt har de negativa miljöeffekterna beskrivits så ofta och så väl att det knappast behöver upprepas här. Lyckligtvis har det faktum att de negativa dragits fram i ljuset lett till förbättringar, som gett en kraftig positiv utveckling både primärt och sekundärt. Ett exempel värt att peka på är förändringen av dieselbränslets sammansättning, som bl a lett till en kraftig sänkning av svavelhalten i bränslet. Visserligen har utsläppen av svavelföreningar förorsakade av trafiken varit en mindre fråga jämfört med utsläppen från fasta anläggningar, men utvecklingen har ändå miljömässigt haft stor betydelse, därför att det sekundärt gett andra positiva effekter som att det ger möjligheter till att utnyttja bl a känd teknik till att rena avgaserna. En sådan utveckling är både märkbar och mätbar. Det finns emellertid andra som märkbara men inte lika klart mätbara.

Om vi håller oss till de alternativa drivmedlen och då framförallt de förnybara är det inte helt orealistiskt att tro att diskussionerna omkring dessa lett till att det nu även finns ett i ett internationellt perspektiv ökande intresse för och en medvetenhet om att minska konsumtionen av fossila bränslen bl a genom att i systemet fasa in en viss andel förnybara bränslen. Man kan också spekulera i huruvida och i vilken grad intresset för att använda alternativa bränslen varit en drivkraft till att förändra och förbättra kvalitén hos de fossila bränslena och även blivit ett incitament för motor- och bilindustrin till att skynda på utvecklingen av miljövänligare fordon. Här har säkert utvecklingen i vårt eget land haft och har en betydelse och därför är det viktigt att den påbörjade introduktionen av förnybara drivmedel får fortsätta. Att det finns alltför fromma

förhoppningar och även avarter på det här området talar mera för en fortsatt forskning och utveckling än för att man skall nöja sig med det som hittills skett på området.

Verksamheten omkring framställning och användning av förnybara bränslen och kanske framförallt motorbränslen har självklart lett till att olika strategier utvecklats även i länder, som geografiskt ligger nära varandra. Starka grupper i samhället påverkar besluten i en viss riktning och ett klart exempel, som har anknytning till diskussionen om miljöpåverkan, kan man finna i Tyskland där bl a den tyska miljövårdsmyndigheten, UBA, tagit ställning mot en bredare satsning på odling av oljeväxter för framställning av motorbränslen med en förevändningen att den åkermark, som skulle behöva avsättas, bättre kan användas för andra ändamål (Drechsler et al., 1994). Det finns även ett mera generellt argument bakom ställningstagandet inom UBA, nämligen frågan om användningen av gödningsmedel vid odling av oljeväxter. Argumentet är tillämpbart även på andra håll och andra länder än Tyskland och det finns därför ett tydligt skäl till att följa utvecklingen, så att det sanna förhållandet kan beskrivas vad gäller användningen av gödningsmedel. Vi har inget svar på den aktuella frågan utan istället hänvisa till en uppgift vi fått, nämligen att användningen av gödningsmedel har minskat till ungefär hälften per enhet mot tidigare (Wadmark, 1996).

Ställningstagandet hos UBA i Tyskland om användningen av åkermark har ingen motsvarighet hos miljövårdsmyndigheten, ADEME, i Frankrike (ADEME, 1996) och torde inte heller gälla för Belgien, där en inblandning av RME i dieselolja tillämpas. Beträffande användningen av rapsmetylester finns en skillnad mellan Tyskland och andra länder inom EU-marknaden inklusive vårt land. I Tyskland blandas inte RME i dieseloljan utan där tankas RME i "ren" form.

Då det gäller råvara för tillverkning av alkohol har en diskussion förts om användningen av rester från avverkningar, där argumentet har varit att avfallet bör finnas kvar för att tjäna som gödning för den växande skogen. Det bör finnas svar på den frågan även om vi inte kan ge det svaret här.

Möjligheten att minska utsläppen av koldioxid till atmosfären genom att använda förnybara drivmedel till fordonen är alltför väl kända för att behöva tas upp här. Att det uppkommer kvantifierbara naturskadeeffekter av bilavgaser och att det finns indikationer på att dessa kan minskas jämfört med fossila bränslen genom övergång till alkoholer är troligen mindre känt (Johansson, 1996)

Metan betraktas som en betydande växthusgas (initialt minst 63 gånger effektivare än koldioxid i att absorbera värmestrålning) och enligt beräkningar gjorda 1991 utgjorde bidraget genom metanutsläpp ca 5% av det samlade svenska bidraget till växthusgaser (Cooper et al., 1991). En slutsats i den här rapporten är att användning av biogas som drivmedel i bilar (men troligen främst till stationära anläggningar) kommer att minska utsläppen av metangas och därigenom få en ökande betydelse för minskningen av det svenska bidraget till det totala utsläppet av växthusgaser i takt med utbyggnad av anläggningar, som kan ta till vara den metangas som bildas genom avfallshanteringen. I ett världsperskektiv har minskningen av metanutsläppen i Sverige liten betydelse, men det kan utgöra en vägvisare för andra länder.

6.5 Hantering, arbetsmiljö, specifika emissioner

6.5.1 Metanol

Hanteringen av metanol som bränsle kräver stor försiktighet och aktsamhet då metanol är en farlig kemikalie som kan ge upphov till förgiftning, blindhet och i värsta fall leda till döden (Sax, 1979). Metanol kan penetrera genom huden varför handskar krävs samt personlig skyddsutrustning. Metanol är brandfarligt varför god ventilation krävs. Specifika emissioner är: Aldehyder (formaldehyd), alkylnitriter (metylnitrit), kvävedioxid (om en nitratester används som tändförbättrare). Data saknas avseende neurotoxicitet. En mer noggrann analys av HC emissionen behövs (Egebäck och Westerholm, 1996)

6.5.2 Etanol

Etanol är en relativt ofarlig kemisk produkt men hantering av etanol kräver viss försiktighet och aktsamhet. Högre yrkesexponering för etanol (större än 1000 ppm) kan ge upphov till irritation i ögon, hals, huvudvärk. Större inmundigade mängder kan ge upphov till förgiftningssymtom (Sax, 1979). Etanol kan penetrera genom huden varför handskar kan krävas samt viss personlig skyddsutrustning. Etanol är brandfarligt varför god ventilation krävs. Specifika emissioner är: Aldehyder (acetaldehyd), alkylnitriter (etylnitrit), kvävedioxid (om en nitratester används som tändförbättrare). Data saknas avseende neurotoxicitet. En mer noggrann analys av HC emissionen behövs (Egebäck och Westerholm, 1996)

6.5.3 Biogas

Biogas består till stor del av metangas. Biogas är en mycket brandfarlig gas och bildar explosiva gasblandningar med luft varför god ventilation är nödvändig att säkerställas vid tankningsställen och lagringsdepåer. Biogas har en större variation jämfört med naturgas (se sektion 6.5) av dels mängd och dels av kemiskt innehåll beroende på ursprung av "råmaterialet" som den härrör ifrån. Detta medför att biogasen måste anrikas innan den kan användas som drivmedel till fordon. Specifika emissioner är: Relativt större andel av föroreningar i den semivolatila delen jämfört med en låg partikelemission, PAC emission till stor del lokaliserad till den semivolatila delen, relativt större emissioner av växthusgasen metan. Mutagen aktivitet och TCDD receptor affinitet förhållandevis lokaliserade till den semivolatila delen. Data saknas avseende neurotoxicitet. En mer noggrann analys av HC emissionen behövs (Egebäck och Westerholm, 1996)

6.5.4 Rapsmetylester

Rapsmetylester får ses som en relativt ofarlig industrikemikalie ur arbetsmiljösynpunkt dock kan spårmängder av metanol och glycerol finnas som en rest ifrån tillverkningsprocessen. Specifika emissioner är: Den relativt lägre partikel och HC emissionerna som har uppmäts från detta bränsle beror på att provtagningstekniken och analystekniken som utvecklats för konventionella drivmedel störs så att en lägre emission uppmätts än vad som är fallet (Egebäck och Westerholm, 1996). Följdaktligen är de uppmätta PAC emissionerna, mutagen aktiviteten och TCDD-receptoraktiviteten påverkade. Data saknas avseende neurotoxicitet. En ökad NO_x-emission har uppmätts jämfört med andra bränslen vilket troligen kan lösas motortekniskt.

6.5.5 Naturgas

Naturgas har inte en lika stor variation av halter och innehåll varför den kan användas i princip

som den är som drivmedel till fordon, se även punkt 6.5.3. Naturgas är en mycket brandfarlig gas och bildar explosiva gasblandningar med luft varför det är nödvändigt att säkerställa god ventilation vid tankningsställen och lagringsdepåer. Specifika emissioner är: Relativt större andel av föroreningar i den semivolatila delen jämfört med en låg partikelemission, PAC emission till stor del lokaliserad till den semivolatila delen, relativt större emissioner av växthusgasen metan. Mutagen aktivitet och TCDD receptor affinitet förhållandevis lokaliserade till den semivolatila delen. Data saknas avseende neurotoxicitet.

6.5.6 Dimetyleter

På grund av att data som visar emissioner av icke reglerade föreningar saknas helt presenteras här endast data från mätning av reglerade emissioner. Två olika undersökningar har utförts.

Undersökning 1 (Kapus and Ofner, 1995).
Följande resultat erhölls när en DME-driven motor provades enligt en simulerad transient körcykel (AVL's 8 stegscykel för simulering av transient körcykel).

Tabell 4. Emissioner vid prov med DME.

NMHC (icke-metan kolväten)	0.21 g/bhp-hr
CO (kolmonoxid)	3.2 - " -
NO_x+NMHC (kväveoxider + NMHC)	2.4 - " -
PM (partiklar)	0.033 - " -
HCHO (formaldehyd)	0.022 - " -

Undersökning 2(Kapus and Cartellieri, 1995)

Motorn provades enligt en simulerad FTP 75 cykel (baserad på resultat från prov med 8 olika steg av konstant motorbelastning) och resultaten av den projekterade emissionen presenteras i Tabell 5.

Tabell 5. Jämförelse av DME-driven motor med dieseldriven motor vid prov enligt en simulerad FTP 75 cykel.

Emissioner-bränsleförbrukning.	DME "In line Pump	Diesel bränsle "Unit Injector"	ULEV* Limits
NO_X (g/km)	0,124	0,435	0,124
Soot -"- -"-	0	0,015	0,025
HC Före katalysator g/km)	0,2	0.22	
HC Efter katalysator (g/km)	0,025	0,044	0,025
CO Före katalysator (g/km)	3,73	0,98	
CO Efter katalysator (g/km)	0,37	0,19	1,7
Bränsleförbr. l/100 km	6,77	6.53	--

* "Ultra Low Emission Vehicles", Kalifornien.

6.6 Ekonomi

En fullständig ekonomisk bedömning av de olika alternativa drivmedlens tillverkning och användning kräver en analys av alla påverkande faktorer och en bedömning av hur starkt de olika faktorerna påverkar kostnadsbilden. För att utföra en sådan analys och bedömning krävs kunskaper på området och en särskild utredning som inte alls ryms inom det här projektet. Här begränsas diskussionen till att peka på vissa utvecklingsinsatser framförallt vad gäller utvecklingen av fordon och avgasreningsutrustning och även för distribution av drivmedlet, vilka kan dra större eller mindre kostnader. I följande punkter görs försök till att uppskatta huruvida kostnaderna blir "stora", "medelmåttiga" eller "små" vid en inbördes jämförelse och med förhållandena i Sverige som bas.

6.6.1 Metanol

För närvarande finns inga eller möjligen endast några enstaka fordon (personbilar) i Sverige, som drivs med metanol. Däremot finns både FFV, bussar och lastbilar, som med måttliga insatser skulle kunna anpassas för användning av metanol. Kostnaden för en sådan konvertering bör bli förhållandevis små.

Om metanol däremot skulle introduceras i större skala inom en kort tidsrymd kan kostnaderna bli stora p g a att flera typer av motorer till fordon behöver konverteras till metanoldrift och att bl a anläggningar för distribution av drivmedlet skulle behöva byggas upp.

Om metanol skulle introduceras som komponent för inblandning i bensin skulle kostnaderna bli medelmåttiga och begränsas till anläggningar, som krävs för inblandning av metanol i bensinen. För att blandbränslet skall bli miljömässigt acceptabelt måste bl a bensinens ångtryck sänkas p g a att ångtrycket höjs vid inblandning av metanol.

Idag är driftskostnaderna avsevärt högre för användning av bioalkoholer (som "rent" bränsle) jämfört med driftskostnaderna vid användning av dieselolja som drivmedel p g a det högre priset

för alkoholer.

6.6.2 Etanol

Diskussionen under punkten "Metanol" gäller i stort även etanol. Dock används etanol redan idag i viss omfattning till FFV, bussar och lastbilar. Vad gäller höjningen av bensinens ångtryck vid inblandning av alkohol blir höjningen mindre vid inblandning av etanol än vid inblandning av metanol.

6.6.3 Biogas

Att bygga upp anläggningar för rening av biogas drar förhållandevis stora kostnader. Det gör även anpassningen av motorer och fordon. Dock bör påpekas att samma motorer och fordon kan användas för biogas som för naturgas, vilket kan få stor betydelse för kostnaderna och den tekniska utvecklingen.

6.6.4 Rapsmetylester

För att uppnå miljömässiga fördelar med RME som oblandat bränsle måste motorn (diesel) anpassas till bränslet. Bedömningen är att anpassningen inte behöver bli alltför omfattande till följd av att RME i viss mån har en sammansättning och egenskaper som liknar dieselbränslets egenskaper och sammansättning och därmed blir kostnaderna medelmåttiga. Däremot kan kostnaderna i likhet med andra bränslen bli stora för en distribution av RME i större skala.

6.6.5 Naturgas

Det som diskuterats under punkten "Biogas" gäller även naturgas. Om gasen skall distribueras i större skala kan anläggningarna för distributionen komma att dra höga kostnader.

6.6.6 Dimetyleter

Användning av DME kräver en anpassning en anpassning av motorn (dieselmotor) som kostnadsmässigt kan jämföras med kostnaden för anpassning av dieselmotor till alkoholdrift.

Kostnaderna för anläggningar för distribution av bränslet blir troligen inte lika höga som för distribution av naturgas och biogas till följd av att DME övergår till vätskefas vid måttligt tryck.

6.7 Rangordning av bränslen

En rangordning av drivmedlen med hänsyn till uppskattad miljöpotential har gjorts enligt nedanstående uppställning. Rangordningen har i första hand gjorts med hänsyn till drivmedlens ursprung (biobaserat eller fossilt drivmedel) och i andra hand till någon(-ra) emissionsparameter som kan ha särskilt stor betydelse för bedömningen. I ett tidigare avsnitt i rapporten har betonats att det finns en stor osäkerhet vad gäller RME och DME främst beroende på att det inte finns tillräckligt med emissionsdata för en säkrare bedömning. För RME finns visserligen data både från undersökningar i Sverige (MTC) och i Tyskland. De få data som finns för DME pekar mot att låga emissionsnivåer kan uppnås och dessa data presenteras under avsnitt 6.5.6. Däremot är bedömningen att data från undersökning av RME inte ger någon klar upplysning om miljöpotentialen p g a att de utförts på motorer som inte optimerats för drivmedlet.

Det bör också starkt påpekas att rangordningen kan ändras om tillgången på drivmedlet är otill-

räcklig för en bredare introduktion och användning. Vidare kan kostnaden för drivmedlet och anpassningen av motor etc komma att bli den faktor som avgör om drivmedlet blir attraktivt eller ej. Resultatet av den preliminära rangordningen är följande:

1. Biogas: Till följd av att biogas är ett biobaserat bränsle och att emissionsbilden bedöms som gynnsam har biogasen hamnat högst upp på listan. Det är visserligen osäkert om biogasen bidrar till minskat utsläpp av koldioxid, men den minskar utsläppet av metan (en annan växthusgas) till atmosfären.

2. Etanol: "Rätt" tillverkad och distribuerad ger användningen av etanol mycket begränsat tillskott av koldioxid till atmosfären. Bedömningen är att miljöpotentialen hos etanol är hög även i andra avseenden och den hamnar därför som nummer 2 på listan. Acetaldehydutsläppen med avgaserna kan vara besvärande, men utsläppen av acetaldehyd kan begränsas genom användning av en effektiv och väl anpassad katalysator. Acetaldehyd ligger dessutom betydligt lägre an foraldehyd på skalan av ämnen som är toxiska.

3. Metanol: Metanol kan i vissa avseenden väl tävla med etanol om platsen på rankinglistan. Skillnaden mellan etanol och metanol är att metanol är den aggressivare alkoholen av de två, är en besvärligare att hantera än etanol och kan vid användning i förbränningsmotor släppa ut formaldehyd som är ett mer toxiskt ämne än acetaldehyd.

4. RME/DME: Båda av dessa två drivmedel kan tillverkas ur biomassa eller grödor, vilket är en fördel med tanke på utsläppen av koldioxid. Emellertid saknas, som redan beskrivits tillräckligt breda uppsättningar av data för att kunna göra välgrundade uppskattningar av miljöpotentialen.

5. Naturgas: Naturgas är inte ett biodrivmedel och har därför hamnat lägre på listan över rangordnade drivmedel. En väl definierad naturgas har i övrigt en hög emissionspotential

6. RME i dieselolja: RME inblandad i dieselolja kan visserligen lämna ett bidrag till en behövlig minskning av koldioxid-utsläppen, men drivmedlet måste ändå huvudsakligen klassas som fossilt drivmedel.

7. SLUTSATSER

Sammanfattningsvis har i olika avsnitt under kapitel 6 presenteras en bedömning av bl a hälsoeffekter för några av de mer betydande föroreningarna, som släpps ut med avgaserna och även kortfattat om miljöeffekter. I ett avsnitt har ett försök gjorts till att rangordna de olika bränslena med hänsyn till bedömd miljöpotential vilket presenteras i fallande rangordning: Biogas, etanol, metanol, RME/DME, naturgas, RME i dieselolja.

8. LITTERATUR

ADEME, (1994a). Agriculture pour la Chemie er l'Energie (AGRICE). Rapport d'actifité 1994.

ADEME, (1994b). Agriculture pour la Chemie er l'Energie (AGRICE). Information om biodrivmedel.

ADEME, (1995). The Non Technicaal Barriers. "Liquid Biofuels" European Network (used in engines and boilers). ALTENER, Directorate General for Energi (DG XVII) European Commission.

ADEME, (1994). The use of bioethanol or its by-products in engines. Technical guide. N°1722.

ADEME, (1995). The use of vegitable oils or their by-products in diesel engines. Technical guide. N°1723.

AFDC (1996) AFDC Update. News of the Alternative Fuels Data Center, Vollume Five, Issue One, Spring 1996.
Amphlett, J.C. Mann, R.F. and Peppley, B.A., (1995) predicted Emissions from a Methanol-Fueled "Electrochemical Automobile Engine" Based on PEM Fuel Cell. SAE paper 952374.

Automotive Engineering, (1995). Performance of bimetal catalysts. Automotive engineering, October 1995.

Automotive Engineering, (1995). Cold-start hydrocarbon emissions contrel. Automotive engineering, October 1995.

Automotive Engineering, (1995). Diesel catalysts for Europe beyond 1996. Automotive engineering, October 1995.

Auto/Oil Air Quality Improvement Research Program (1992b) Emissions of Three Dedicated-Methanol Vehicles, Technical Bulletin No. 10,

Beart, R.S.G., Beckman, D.E. and Verbeek, R.P., (1996). New EGR Technologu Retains HD Diesel Economy with 21 st Century Emissions. SAE paper 960848.

Berg, R., (1999), Personlig kommunikation.

BILAN TECHNIQUE, (1995). Bilan Technique du Diester. Des Essais en Laboratorie aux Différentes Utilisations sur Véhicules. Expérimentation officielle à 5% pour un usage banalisé. Essais sur flottes captives à hautes teneurs en Diester.

BILAN TECHNIQUE, (1996). Bilan Technique d'un carburant diesel content 5% d'Ester Méthylique de Colza (EMC) pour un usage banalisé. EMC 5%.

Boström, C-E. et al., (1996). Health risk assessment of ethanol as a bus fuel. Rapport för KFB utarbetad av en grupp forskare under ledning av Per Camner, Karolinska Insstitutet. (Under tryckning).

Brandberg Å. och Sävbark B. (1996). Distribution av motoralkoholer. KFB-Meddelande 1996:23

Brolin L., Hagelberg M. and Norström A. (1994) Biogas som drivmedel för fordon.. Report Vattenfall Energisystem, Stockholm.

Canada (1995). Evaluation of Biodiesel in an Urban Transit Bus Powered by 1981 DDECII6V92 TA Engine. A Joint Project with the National Biodiesel Board. MSED Report #95-26743-1.

Canada (1995). Evaluation of Biodiesel in an Urban Transit Bus Powered by 1981 DDC8V71 Engine. A Joint Project with the National Biodiesel Board. MSED Report #95-26743-2.

CARB California Air Resorses Board (1989).

Cattelan,A. and Wallace, J., (1995). Exhaust Emission and Energy Consumption Effects from Hydrogen Supplementation of Natural Gas. SAE paper 952497.

Clark, N.N. et al., (1995). Effect of Fuel Composition on the Operation of a lean Burn Natural Gas Engine. SAE paper 952550.

Cooper, D. et al., (1996). Emissioner och miljökonsekvenser av dikväveoxid med särskild hänsyn till de svenska utsläppen. IVL-rapport L91/189 för Bilindustriföreningen.

Craword, J.G. and Wallace, J:S., (1995). Engine Operation Parameter Effects on Speciated Aldehyde Emissions from a Natural Gas Fuelled Engine.

Culshaw, F. and Butler, C., (1992). A Review of the Potential of Biodiesel as a Transport Fuel. ETSU-R-71. HMSO Publication Centre, PO Box 276, London SW8 5DT.

Daisho, Y. Et al., (1995). Controlling Combustion and Exhaust Emissions in a Direct-Injection Diesel Engine Dual-Fueled With Natural Gas. SAE paper 952436.

Detroit Diesel, (1995). Personlig diskussion med företrädare för Detroit Diesel vid möte.

DIN V 51 606, (1994). Vornorm: Flüssige Kraftstoffe, Dieselkraftstoff aus Pflanzenölmetylester (PME) Mindest-anforderungen. ICS 75. 160.20.

Drechsler.Von W, Kraus, K. und Landgrebe, J., (1994). Ökobilanz von Rapsöl bzw. Rapsöl-

methylester als Ersatz für Dieselkraftstoff, UBA, Berlin. Erdöl, Erdgas, Kohle, 110, Jahrgang, Heft 6.

Egebäck, K-E., (1994). Inblandning av alkohol i bensin. KFB-rspport 1994-23

Egebäck K-E. och Westerholm R.,(1996) Provmetoder och Emissioner vid användning av alternativa motorbränslen. Rapport till alternativbränsleutredningen-

Egebäck, K-E. och Pettersson, E., (1996). Research on a Scania 11 liter Ethanol Fueled Bus Engine. Research Report TULEA 1996:13, ISSN 0347-0881. ISRN: HLU-TH-FR- -1996/13-TULEA- -SE.

Egebäck, K-E., Walsh, M.P. and Westerholm R.,(1996). The use of Methanol as a Fuel for Transportation, KFB-rapport under bearbetning.

Entler, B.H., Lox, E.S. andLeyrer, J., (1994). Catalytic Emission Control For Diesel Engine Powered Vehicles - New Developments for Particulate and NOX Reduction.

Fleisch T., McCarty C., Basu A., Udovich C., Charbonneau P., Slodowske W. Mikkelsen S-E. and McCandless J. (1995). A New Clean Diesel Technology: Demonstration of ULEV Emissions on a Navistar Diesel Engine Fueled with Dimethyl Ether. SAE paper 950061, Warrendale.

Fleisch T. and Meurer, P. (1995). DME The Diesel Fuel for the 21th Century? Presented at AVL Conference Engine and Environment 1995.

Ford, (1995). Personlig diskussion med företrädare för Ford vid besök.

Fränkle, G.J., (19969. Potental for reducing internal engine emissions in Modern commercial vehicle diesel engines. Paper for the Workshop of the Federal office of the Environment - July 1 - 2 1996 (UBA)

Gardiner, D.P. et al., (1995). Vehicle Implementation and Cold Start Calibration of a port Injected M100 Engine Using Plasma Jet Injection and Prompt EGR. SAE paper 952375.

Gong R. and Waring P. (1993). Improvement of Ether "Chemical Spark" Ignition in Methanol Diesel Engine. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. The Road to Commercialization. Proceedings: Volume II, 1993

Gransell, H. And Ekelund, M., (1992). The Life of Fuels. Motor fuels from source to end use. An energy and emissions system study of conventional and future options. ISBN: 91-88970-09-7. ISSN: 0282-8014.

Grägg, K., (1994). Effect of environmental Classified Diesel Fuels, RME and Blends of Diesel fuels and RME on Exhaust Emissions. Report MTC 9209B.

Hansen J., Voss B., Joensen F. and Sigurðardottir I. (1995). Large Scale manufacture of Dimethyl Ether - a New Alternative Diesel Fuel from Natural Gas. SAE paper 950063, Warrendale.

Hansen J., Voss B., Joensen F. and Sigurðardottir I. (1995). Large Scale manufacture of Dimethyl Ether - a New Alternative Diesel Fuel from Natural Gas. SAE paper 950063, Warrendale.

Hodgeson, J.W., Luton E.N. and Lampley, S.R., (1995). Development of a Dedicated CNG Compact Car. SAE paper 952439.

Howes P. And Rideout, G., (1995). Evaluations of Current Natural Gas Vehicle Technology Exhaust Emissions at Various Operating Temperatures. SAE paper 952437.

IARC (1983), Monographs on the evaluation of carcinogenic risks of chemicals to humans: Polynuclear Aromatic Compounds, part 1, Chemical, environmental and experimental data, Volume 32, Lyon, France.

IARC (1989), Monographs on the evaluation of carcinogenic risks of chemicals to humans: Diesel and gasoline engine exhausts and some Nitro-PAH, Volume 46, Lyon, France.

International Energy Agency, IEA (1986). Alcohols and alcohol blends as motor fuels. "Sate-of-the-Art" report. Vol II A, Chapters 1-7 and Vol II B, Chapters 8-14. Prepared by The Swedish Motor Fuel Technology Co. (SDAB). STU Information no 580-1986. ISBN 91-7850-213-6. ISSN 0347-8645.

IPCC (1992) Climate change 1992, The suplemental report to the IPCC scientific assessment . Edited by: J. Houghton, B. Callander and S. Varny, Published for the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, England

Jackson M., Unnasch S., Sullivan C. and Renner R. (1985). Transient Bus Operation with Methanol Fuel SAE paper 850216, Warrendale.

Jonsson A. and Bertilsson B-M. (1982) Formation of methyl nitrite in engines fuelled with gasoline/methanol and methanol/diesel. Environmental Science & Technology Vol. 16, 106-110.

Kapus P. and Cartellieri W. (1995). ULEV Potential of a DI/TCI Diesel passenger Car Engine Operated on Dimethyl Ether. SAE paper 952754, Warrendale.

Kapus P. and Ofner H. (1995). Development of Fuel Injection Equipment and Combustion System for DI Diesels Operated on Dimethyl Ether. SAE paper 950062, Warrendale.

Kasamtsu, I., (1996). Report of the 2nd fleet test of methanol fueled vehicles

Kim, J.M. et al., (1995). Perfformance Characteristics of Hydraogen Fueled Engine with the

Direct Injection and Spark Ignition System. SAE paper 952498.

Karbowski G. and Pellegrin V. (1991) Methanol Transit Bus: Research and Development to Operational Reality.SAE paper 911632, Warrendale.

Karbowski G. and Davies R. (1995) The Los Angeles County Metropolitan Transportation Authority, Los Angeles. Personal communication.

Kohketsu S., Mori K., Sakai k. Nakagawa H. (1996) Reduction of Exhaust Emission with New Water Injection System in a Diesel Engine. SAE-Paper 960033, SAE Technical Paper Series, Warrendale, USA.

Kosina V., Regueiro J., Kurz Z. and Dolejs P. (1996) Design and Development of Three Combustion Systems for a Small Passenger-Car Diesel Engine. SAE-Paper 960015, SAE Technical Paper Series, Warrendale, USA.

Koßmehl, S-O., Weidmann, K., (1996). Erfahrungen mit kraftstoffen aus Rapsöl für Diesel-Personenkraftwagen. Internationalen Verkehrwesen (48) 4/96.

Ladommatos N., Balian R., Horrocks R. and Cooper L. (1996) The Effect of Exhaust Gas Recirculation on Soot Formation in a High-Speed Direct-Injection Diesel Engine. SAE-Paper 960940, SAE Technical Paper Series, Warrendale, USA.

Ladommatos N., Balian R., Horrocks R. and Cooper L. (1996) The Effect of Exhaust Gas Recirculation on Soot Formation in a High-Speed Direct-Injection Diesel Engine. SAE-Paper 960941, SAE Technical Paper Series, Warrendale, USA.

Lantmännen, (1996). Förnybar energi från vegetabiliska fettsyrametylestrar. Information sammanställd av lantmännen.

Li D., Zhu X., He X. and Peng L. (1996) Transient Combustion Process of an IDI Diesel Engine with Dual-Throat Jet at Cold-Starting. SAE-Paper 960029, SAE Technical Paper Series, Warrendale, USA.

Maltesson, H-Å., (1996). Sammanställning av emissionsdata från Naturgas-, biogas och motorgasdrivna fordon. Rapport SGC 072.

Matsuki M., Nakano K., Amemiya T., Tanabe Y., Shimizu D. and Ohmura I. (1996) Development of a Lean Burn Engine with a Variable Valve Timing Mechanism. SAE-Paper 960583, SAE Technical Paper Series, Warrendale, USA.

McCabe R., King E., Watkins W. and Gandhi H. (1990) Laboratory and Vehicle Studies of Aldehyde Emissions from Alcohol Fuels. SAE-Paper 900708, SAE Technical Paper Series, Warrendale, USA.

Ministry of Transport, (1995). Japan's Sustainable Transport PolicyTowards the 21 Century.

Montgomery D. and Reitz R. (1996) Six-Mode Cycle Evaluation of the Effect of EGR and Multiple Injections on Particle and Nox Emissions from a D.I. Diesel Engine. SAE-Paper 960316, SAE Technical Paper Series, Warrendale, USA.

Munack, A., Krahl, J. und Vellguth, G., (1994). Übersicht von Arbeiten zum Einsatz von Rapsöl und Rapsölmethylester als Kratstofft unter Berücksichtigung umweltrelevater Auswirkungen

Murayama T., Chikahisa T., Guo J. and Miyano M. (1992). A Study of a Compression Ignition Methanol Engine with Converted Dimethyl Ether as an Ignition Improver. SAE paper 922212, Warrendale

Naeme, G.R. et al., (1995). Improving the Fuel Economy of Stochiometrically Fuelled S.I. Engines by Means of EGR and Enhanced Ignition - A Comparison of Gasoline, Methanol and Natural Gas. SAE paper 952376.

Newkirk, M.S. and Bass, E.a., (19959. Reactivity Comparison of Exhaust Emissions from Heavy-Duty Engines Operating on Gasoline, Diesel, and Alternative fuels. SAE paper 952442.

Norén O. (1995) Jordbrukstekniska institutet, Uppsala.

Olsson L., Ekman L., Rosén Å., Westerholm R., Almén Jacob and Rannug U. (1992) Chemical and Biological Characterization of Exhaust Emissions from Flexible Fuel Vehicles Equipped with a Heated Pre-Catalyst System. Society of Automotive Engineers, SAE Paper 920291, Warrendale.

Pandit, G.P., (1995). The Rule of Alternative Fuels in the New Generation of Vehicles. SAE paper 952379.

Quigg D. and Rey R. (1995) Summary of a Large Scale Procurement of Compressed Natural Gas Busses and Integration into an Existing Diesel Fleet. SAE-Paper 951965, SAE Technical Paper Series, Warrendale, USA.

Reksowardojo I., Ogawa H., Miyamoto N., Enomoto Y. and Kitamura T. (1996) Time-Resolved Nature of Exhaust Gas Emissions and Piston Wall Temperature Under Transient Operation i n a Small Diesel Engine. SAE-Paper 960031, SAE Technical Paper Series, Warrendale, USA.

Rodt S. (1996) Umvelt Bundes Amt. Bismarksplatz 1, Berlin, Tyskland. Personlig kontakt.

Rosemberg E. (1996) TOTAL, 51 Esplanade du General de Gaulle, La Defence 10 Cedex 97, Paris, Frankrike. Personlig kontakt.

Rydén, C. Och Egebäck, K-E., (1994) Flottförsök med 32 etanolbussar vid AB Storstockholms Lokaltrafik. Rapport för NUTEK, r 1995:6 och KFB, 1994:2.

Sax I. (1979) Dangerous Properties of Industrial Materials. Van Nostrand Reinhold Company, ISBN: 0-444-27373-8, USA.

Schindler K-P. (1996) Volkswagen AG, Wolfsburg, Tyskland. Personlig kontakt.

Schittler M., Bergmann H. and Flathmann K. (1996) The New Mercedes-Benz OM 904 LA Light Heavy-Duty Diesel Engine for Class 6 Trucks. SAE-Paper 960057, SAE Technical Paper Series, Warrendale, USA.

Sorensen, S. and Mikkelsen, S-E. (1995). Performance and emissions of a O.273 Liter Direct Injection Diesel Engind Fuelled With Neat Dimethyl Ether. SAE paper 950064, Warrendale.

SOU, !)86. Alkoholer som Motorbränsle. Slutbetänkande från motoralkoholkommittén. SOU 1986:51

Stewart, S. Gourley, D. And Loo, S., (1995) Correcting Emissions Problems in Existing Propane and Natural Gas Vehicles in British Columbia. SAE paper 952380.

STU (1987). Projekt M 100 - A test With Methanol-Fueled Vehicles in Sweden. Prepared by SDAB. STU Information no. 640-11987.ISBN 91-7850-213-6. ISSN 0347-8645.

Tegue, J.W. and Ward, p.f., (1995). Transitunal Stratigies for Alternative Fuel Supply Infrastructure: Moving from Fuel Flexible to Dedicated Vehicles. Sae papr 952377.

Tree D., Oren D., Yonushonis T. and Wiczynski P. (1996) Experimental Measurements on the Effct of Insulated Pistons on Engine Performance and Heat Transfer. SAE-Paper 960941, SAE Technical Paper Series, Warrendale, USA.

Timoney D. and Smith W. (1996) Influences of Fuel Injection and Air Motion Energy Sources on Fuel-Air Mixing Rates in a D.I. Diesel Combustion System. SAE-Paper 960035, SAE Technical Paper Series, Warrendale, USA.

Tomonaga T., Murai K., Takano T. and Sami H. (1996) A Study on Combustion Behavior of a Diesel Fuel Spray Impinging on a Wall. SAE-Paper 960028, SAE Technical Paper Series, Warrendale, USA.

TOTAL, (1993). Total Refining and marketing.

Tree D., Oren D., Yonushonis T. and Wiczynski P. (1996) Experimental Measurements on the Effect of Insulated Pistons on Engine Performance and Heat Transfer. SAE-Paper 960941, SAE Technical Paper Series, Warrendale, USA.

Tree D., Wiczynski P. and Yonushonis T. (1996) Experimental Results on the Effect of Piston Surface Roughness and Porosity on Diesel Engine Combustion. SAE-Paper 960036, SAE

Technical Paper Series, Warrendale, USA.

Törnqvist M., Rannug U., Jonsson A. and Ehrenberg L. (1983) Mutagenicity of methyl nitrite in Salmonella typhimurium. Mutation Research Vol. 117, 47

Törnqvist M., Kautiainen A., Gatz R. and Ehrenberg L. (1988) Haemoglobin adducts in animals exposed to gasoline and diesel exhaust. 1. Alkenes. Journal of Applied Toxicology, Vol. 8, 159-170

Törnqvist M., Segerbäck D. and Ehrenberg (1991) The "rad-equivalence approach" for assessment and evaluation of cancer risks, exemplified by studies of ethylene oxide and ethene. In: Human carcinogen exposure, biomonitoring and risk assessment, Edit: R. Garner, P. Farmer, G. Steel and A. Wright. Oxford IRL Press, 141-155.

Törnqvist M. and Ehrenberg L. (1994) On Cancer Risk Estimation of Urban Air. Environ. Healt Perspec. Vol. 102, 173-182.

ufop aktuell, (xxxx). Biodiesel, Argumente die zählen. Union zur Förderungen von Oel- und Proteinpflanzen e.V.

Umwelt Bundes Amt, (1993). Life cycle assessment of rapsseed oil and rapseed oil methyl ester as a substitute for diesel fuel (LCA of rapseed oil). Federal Environmental Agency.

Umwelt Bundes Amt (UBA), Berlin, Tyskland, (1996). "Vermerk" kopia från en rapport (tyvärr med okänd titel) som erhölls vid besök hos UBA i augusti 1996.

Umwelt Bundes Amt (UBA), (1996). Abgasemissionsverhalten von Dieselmotoren beim Betrieb mit Dieselkraftstoff, Rapsöl und Rapsölmethylester im vergleich. Sammanfattning av undersökning av RME utförd genom UBA och erhölls vid besök hos UBA i augusti 1996.

Umwelt Bundes Amt, (1996). HDV 2000. Requirement, Technical Feasibility and Costs of Exhaust Emission Standards for Heavy Duty Vehicle Engines for the Year 2000 in the European Community. Federal Environmental Agency, Berlin.

U.S. DOE (1996a). Biofuels Update. Report on U.S. Department of Energy Biofuels Technology. Volume four, Issue One, Winter 1996.

U.S. DOE (1996a). Biofuels Update. Report on U.S. Department of Energy Biofuels Technology. Volume four, Issue Three, Summer 1995.

Ueda, N et al., (1996). A Naturally Aspirated Miller Cycle Gasoline Engine - Its Capability of Emission, Powerand Fuel Ecoomy.

Varde K. and Bohr T. (1993) MHC and Other Conversions In A Natural Gas Fueled Engine. SAE-Paper 931632, SAE Technical Paper Series, Warrendale, USA.

Varde, K.S., Patro, N. And Drouillard, K., (1995). Sean Burn Natural Gas Fueled S.I. Engine And Exhaust Emissions. SAE paper 952499.

VITO, (1996). Biodiesel demonstration in Belgium. Final report. Work carried out in the framework of the EC-ALTERNER programme, Contract XVII/4.1030/93-22) . ABS.RB96-01.

Volkswagen, (1996). Forschung für Umwelt und Verkehr. Volkswagen AG.

Wadmark, G., (1996). Personlig kommunikation.

Walsh. M.P., (1996). CAR Lines, May 1996. Issue 96-3.

Westerholm R., Almén J., Hang L., Rannug U., Egebäck K-E. and Grägg K. (1991) Chemical and Biological Characterization of Particulate, Semi Volatile Phase Associated Compounds in Diluted Heavy Duty Diesel Exhausts: A Comparison of three different semi volatile phase samplers. Environmental Science & Technology Vol. 25, pp 332-338,

Westerholm R. and Egebäck K-E. (1991) Impact of fuels on exhaust emissions: A chemical and biological characterization. Swedish Environmental Protection Agency (SwEPA) Report 3968, Solna

Westerholm R. and Egebäck K-E. Exhaust Emissions from Light and Heavy Duty Vehicles: Chemical Composition, Impact of Exhaust Aftertreatment and Fuel Parameters. Environmental Health and Perspectives, Vol. 102, pp13-23 (1994)

Westerholm R. and Li H. (1994) A Multivariate Statistical Analysis of Fuel Related Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Emissions from Heavy Duty Diesel Vehicles. Environmental Science & Technology, Vol. 28, No.5, pp 965-992.

Wiens J., Sullivan C. and Jackson M. (1993). California's Methanol Truck Demonstration. Tenth International Symposium on Alcohol Fuels. The Road to Commercialization, Proceedings: Vol. I.

Wolbach, C.D. et al. (1995). A Study of M85 Fuel Quality Issues. SAE paper 952373.

Yamamoto T., Noda A., Sakamoyo T. Sato Y. (1996) Alumina Catalysts for Reduction of Nox from Methanol Fueled Diesel Engine. SAE-Paper 960137, SAE Technical Paper Series, Warrendale, USA.

ÖNORM C 1190 (1995), Ersatz für Ausgabe 1991-02. Kraftstoffe - Dieselmotoren, Rapsmethylester, Anforderungen. Vormorm 1. ICS 75. 160.20.

Bilagor

Bilaga 1. Specifikation för RME

Tab. 8.1: Literature data on fuel characteristics of DF and rapeseed oils /1 - 12, 17, 19/

	DF market analysis Jan '90 to Jan '91		rapeseed oil	RME
	average	variation		
density (kg/dm³) (15°C)	0.83	0.817 - 0.856	0.91 - 0.92	0.86 - 0.9
kin. viscosity (mm²/sec) (20°C)	3.80	2.90 - 5.50	68 - 97.7	6 - 9
calorific value H_u (MJ/kg)	42.7 - 43.5		36.7 - 37.7	37.02 - 37.2
vol. calorific value (MJ/dm³)	35.69 - 35.75	33.7 - 34.04	32.43 - 33.1	
cetane number (CN)	52.3	47.10 - 58.60	40 - 44	45 - 59
molar mass (kg/kmol)	120 - 320		882 - 883	296
stoichiom. air consumpt. (kg_{air}/kg_{fuel})	14.57		12.43	12.5
elementary analysis				
C (M-%)	86.0 - 86.4		77.0 - 78.0	76.8 - 78.0
H (M-%)	13.4 - 14.0		10:0 - 11.7	12.1
O (M-%)	-		10.5 - 12.0	10.0 - 11.0
CFPP (°C)	+ 2* - 35		+ 5... + 18	- 7 ... - 9
carbon residue (Conradson) (M-%)	0.01 - 0.04		< 0.01 - 0.5	< 0.01 - 0.05
sulphur content (M-%)	0.137	0.03 - 0.22*	0.009 - 0.012	0.002 - 0.006
flash point (°C)	53.0	20* - 84	317 - 324	111 - 175
content of aromates (M-%)	21.5			-

* limit reached or exceeded

Bilaga 2. Bränslebedömning

I de fall bränslena kan komma att undergå en bedömning av myndigheterna med hänsyn till risker för hälso- och miljöeffekter kan det finnas behov av utföra dessa bedömningar i några olika steg. Ett förslag till program för bedömning har redan tidigare presenterats i en rapport (Egebäck och Westerholm, 1996) och bedömningsstegen återges här nedan.

Bedömningssteg 1

1. Bränslet bedöms utifrån dess ursprung, hur det tillverkats och hur det avses att distribueras (biobränsle kontra fossilt bränsle) - för utvärdering av dess bidrag till emissionen av växthusgaser.
2. Med utgångspunkt från bränslets sammansättning och eventuella innehåll av additiv(er) bedöms dess potential till att tillhöra en viss högre miljöklass än den lägsta. Den högsta miljöklassen betecknas för närvarande miljöklass ett (MK1).
3. Ett program utvecklas av dessa som är yttest ansvarig för bränslets tillverkning och distribution gör undersökning av bränslets egenskaper med hänsyn tagen till risken för utsläpp av föroreningar som bedöms kunna påverka hälsa och miljö.
4. Ett första s k "screening" test utförs med den omfattning som bestäms av ansvarig myndighet*. Detta test utförs genom en enklare serie prover av den som är ytterst ansvarig bränslets tillverkning och distribution efter anvisning från ansvarig myndighet*.

Bedömningssteg 2

Om bränslet visar sig kunna möta de kriterier som definierats i bedömningssteg 1 genomförs emissionsmätningar för karakterisering av dess egenskaper med analys av de föroreningskomponenter som för varje bränsle alternativ framgår av Tabell 3. Denna tabell skall inte betraktas som definitiv utan att den kan revideras utifrån framtida forskningsresultat och erfarenheter. Förslagsvis utförs en sådan karakterisering genom prov på 2 till 5 fordon av skilda fabrikat. Analyserna upprepas vid minst 3 konsekutiva prov på varje fordon. Ansvarig myndighet* beslutar om omfattningen av karakteriseringen. En enklare form av riskvärdering utförs.

Bedömningssteg 3

Detta bedömningssteg utgör en utvidgning av bedömningsstegen 1 och 2 och omfattar en vetenskaplig utvärdering av risker vid användning av bränslet med hänsyn till hälsa och miljö. Programmet för utvärderingen vad avser omfattning och innehåll utarbetas enligt anvisningar från ansvarig myndighet*.

Ovanstående bränslen måste även undersökas m a p risker förknippade med handhavandet, arbetsmiljö, distribution och påverkan vid större utsläpp av oförbrännt bränsle i naturen vid en eventuell olycka.

*Naturvårdsverket

Bilaga 3. Tabeller med uppskattade emissionsdata

Tabell A1. Alkoholdrivna personbilar

Emissionskomponent	2000	2005	2010
CO (g/km)	1,2	0,53	0,23
HC (g/km)	0,17	0,09	0,03
NOX (g/km)	0,03	0,02	0,01
Partiklar (mg/km)*	7	3	2
CO2 (g/km)**			
Bränsleförbrukning (l/10km)***			
PAH, part ug/km)	0,3	0,2	0,1
PAH, semi (ug/km)	0,3	0,2	0,1
Eten (mg/km)	0,1	0,1	<0,1
Propen (mg/km)	0,1	<0,1	<0,1
1,3 butadien (mg/km)	0,1	<0,1	<0,1
Bensen (mg/km)	0,2	0,1	<0,1
Toluen (mg/km)	0,7	0,4	0,1
Formaldehyd (mg/km)	1,1	0,6	0,2
Acetaldehyd (mg/km)	1,1	0,6	0,2
Metylnitrit (mg/km)	40	20	12
Etylnitrit (mg/km)	40	20	12

*Alkoholdrift i fordon ger endast en svag på färgning på filtret, som till största delen kan härledas till motorsmörjoljan.

** Utsläppen av CO2 från biodrivmedelsdrivna fordon beror på hur bränslet framställs.

*** Bränsleförbrukningen från biodrivmedelsdrivna fordon beror på bränslets sammansättning och i fallet med alkohol t ex på om alkoholen innehåller vatten eller inte.

Tabell A2. Alkoholdrivna lätta lastbilar och bussar

Emissionskomponent	2000	2005	2010
CO (g/km)	1,6	0,7	0,3
HC (g/km)	0,2	0,1	0,05
NOX (g/km)	0,1	0,05	0,03
Partiklar (mg/km)*	10	8	6
CO2 (kg/km)**			
Bränsleförbrukning (l/10km)***			
PAH, part (ug/km)	0,4	0,2	0,1
PAH, semi (ug/km)	0,4	0,2	0,1
Eten (mg/km)	0,2	0,1	0
Propen (mg/km)	0,1	<0,1	<0,1
1,3 butadien (mg/km)	0,1	<0,1	<0,1
Bensen (mg/km)	0,3	0,1	0,1
Toluen (mg/km)	0,9	0,5	0,2
Formaldehyd (mg/km)	1,5	0,8	0,3
Acetaldehyd (mg/km)	3	2	1
Metylnitrit (mg/km)	51	28	16
Etylnitrit (mg/km)	51	28	16

*Alkoholdrift i fordon ger endast en svag på färgning på filtret, som till största delen kan härledas till motorsmörjoljan.

** Utsläppen av CO2 från biodrivmedelsdrivna fordon beror på hur bränslet framställs.

*** Bränsleförbrukningen från biodrivmedelsdrivna fordon beror på bränslets sammansättning och i fallet med alkohol t ex på om alkoholen innehåller vatten eller inte.

Tabell A3. Små tunga alkoholdrivna lastbilar

Emissionskomponent	2000	2005	2010
CO (g/km)	0,05	0,03	0,02
HC (g/km)	0,05	0,03	0,03
NOX (g/km)	1,2	0,73	0,46
Partiklar (mg/km)*	14	12	10
CO2 (kg/km)**			
Bränsleförbrukning (l/10km)***			
PAH, part (ug/km)	5	4,4	4
PAH, semi (ug/km)	5	3,4	3
Eten (mg/km)	8	6	4
Propen (mg/km)	1,9	1,3	1,1
1,3 butadien (mg/km)	6	4	2
Bensen (mg/km)	3	1	0,5
Toluen (mg/km)	1,5	0,5	<0,5
Formaldehyd (mg/km)#	3,1	2,1	1,8
Acetaldehyd (mg/km)#	27	16	16
Metylnitrit (mg/km)	40	20	12
Etylnitrit (mg/km)	40	20	12

*Alkoholdrift i fordon ger endast en svag på färgning på filtret, som till största delen kan härledas till motorsmörjoljan.
** Utsläppen av CO2 från biodrivmedelsdrivna fordon beror på hur bränslet framställs.
*** Bränsleförbrukningen från biodrivmedelsdrivna fordon beror på bränslets sammansättning och i fallet med alkohol t ex på om alkoholen innehåller vatten eller inte.
# Vid metanoldrift skall emissionsfaktorerna för formaldehyd och acetaldehyd byta plats.

Tabell A4. Tunga alkoholdrivna lastbilar

Emissionskomponent	2000	2005	2010
CO (g/km)	0,12	0,08	0,05
HC (g/km)	0,04	0,03	0,02
NOX (g/km)	4	2	1
Partiklar (mg/km)*	20	17	14
CO2 (kg/km)**			
Bränsleförbrukning (l/10km)***			
PAH, part (ug/km)	10	8	<8
PAH, semi (ug/km)	10	8	<8
Eten (mg/km)	11	9	7
Propen (mg/km)	6	4	3
1,3 butadien (mg/km)	8	6	3
Bensen (mg/km)	3	2	1
Toluen (mg/km)	2	1	<1
Formaldehyd (mg/km)#	36	33	29
Acetaldehyd (mg/km)#	160	150	130
Metylnitrit (mg/km)	60	30	20
Etylnitrit (mg/km)	60	30	20

*Alkoholdrift i fordon ger endast en svag på färgning på filtret, som till största delen kan härledas till motorsmörjoljan.
** Utsläppen av CO2 från biodrivmedelsdrivna fordon beror på hur bränslet framställs.
*** Bränsleförbrukningen från biodrivmedelsdrivna fordon beror på bränslets sammansättning och i fallet med alkohol t ex på om alkoholen innehåller vatten eller inte.
och i fallet med alkohol t ex på om alkoholen innehåller vatten eller inte.
Vid metanoldrift skall emissionsfaktorerna för formaldehyd och acetaldehyd byta plats.

Tabell A5.Alkoholdrivna bussar

Emissionskomponent	2000	2005	2010
CO (g/km)	0,12	0,08	0,05
HC (g/km)	0,1	0,06	0,04
NOX (g/km)	4,1	2,5	1,3
Partiklar (mg/km)*	35	27	20
CO2 (kg/km)**	1,2	1,1	1
Bränsleförbrukning (l/10km)***	6,5	6,2	5,9
PAH, part (ug/km)	11	8	6
PAH, semi (ug/km)	11	7	5
Eten (mg/km)	42	25	17
Propen (mg/km)	4	2,4	1,6
1,3 butadien (mg/km)	14	8	6
Bensen (mg/km)	7	5	3
Toluen (mg/km)	5	3	2
Formaldehyd (mg/km)#	7	4	3
Acetaldehyd (mg/km)#	53	32	21
Metylnitrit (mg/km)	20	10	7
Etylnitrit (mg/km)	20	10	7

*Alkoholdrift i fordon ger endast en svag på färgning på filtret, som till största delen kan härledas till motorsmörjoljan.
** Utsläppen av CO2 från biodrivmedelsdrivna fordon beror på hur bränslet framställs.
*** Bränsleförbrukningen från biodrivmedelsdrivna fordon beror på bränslets sammansättning och i fallet med alkohol t ex på om alkoholen innehåller vatten eller inte.
# Vid metanoldrift skall emissionsfaktorerna för formaldehyd och acetaldehyd byta plats.

Tabell A6. Biogas-/naturgasdrivna personbilar

Emissionskomponent	2000	2005	2010
CO (g/km)	0,05	0,03	0,02
HC (g/km)	0,04	0,02	0,01
NOX (g/km)	0,07	0,04	0,02
Partiklar (mg/km)*	4	2	1
CO2 (g/km)**			
Bränsleförbrukning (l/10km)***			
PAH, part (ug/km)	<0,1	<0,1	<0,1
PAH, semi (ug/km)	0,4	<0,2	<0,1
Eten (mg/km)	0,1	<0,1	<0,1
Propen (mg/km)	<0,1	<0,1	<0,1
1,3 butadien (mg/km)	<0,1	<0,1	<0,1
Bensen (mg/km)	na	na	na
Toluen (mg/km)	na	na	na
Formaldehyd (mg/km)	0,2	0,1	0,1
Acetaldehyd (mg/km)	na	na	na
Metylnitrit (mg/km)	<10	<10	<10
Etylnitrit (mg/km)	na	na	na

Anm. HC - värdet är exklusive metan. na = not applicable.
*Användning av biogas och naturgas i fordon ger små utsläpp av partiklar och främst sådana, som möjligen kan härledas till smörjoljan och bränslet.
* Utsläppen av CO2 från biodrivmedelsdrivna fordon beror på hur bränslet framställs.
** Bränsleförbrukningen från biodrivmedelsdrivna fordon beror på bränslets sammansättning och i fallet med alkohol t ex på om alkoholen innehåller vatten eller inte.

Tabell A7. Biogas-/naturgasdrivna lätta lastbilar och bussar

Emissionskomponent	2000	2005	2010
CO (g/km)	0,06	0,04	0,03
HC (g/km)	0,06	0,03	0,02
NOX (g/km)	0,12	0,07	0,04
Partiklar (mg/km)*	6	5	4
CO2 (kg/km)**			
Bränsleförbrukning (l/10km)***			
PAH, part (ug/km)	0,1	0,1	<0,1
PAH, semi (ug/km)	0,5	0,3	0,2
Eten (mg/km)	<0,1	<0,1	<0,1
Propen (mg/km)	<0,1	<0,1	<0,1
1,3 butadien (mg/km)	<0,1	<0,1	<0,1
Bensen (mg/km)	na	na	na
Toluen (mg/km)	na	na	na
Formaldehyd (mg/km)	0,2	0,2	0,1
Acetaldehyd (mg/km)	na	na	na
Metylnitrit (mg/km)	<10	<7	<4
Etylnitrit (mg/km)	na	na	na

na = not applicable

*Användning av biogas och naturgas i fordon ger små utsläpp av partiklar och främst sådana, som möjligen kan härledas till smörjoljan och bränslet.

** Utsläppen av CO2 från biodrivmedelsdrivna fordon beror på hur bränslet framställs.

*** Bränsleförbrukningen från biodrivmedelsdrivna fordon beror på bränslets sammansättning och i fallet med alkohol t ex på om alkoholen innehåller vatten eller inte.

Tabell A8. Små tunga och biogas-/naturgasdrivna lastbilar

Emissionskomponent	2000	2005	2010
CO (g/km)	0,12	0,09	0,06
HC (g/km)	0,72	0,48	0,32
NOX (g/km)	1,2	0,6	0,3
Partiklar (mg/km)*	2,4	2	1,6
CO2 (kg/km)**			
Bränsleförbrukning (l/10km)***			
PAH, part (ug/km)	<5	<5	<5
PAH, semi (ug/km)	<5	<5	<5
Eten (mg/km)	<0,5	<0,5	<0,5
Propen (mg/km)	<0,5	<0,5	<0,5
1,3 butadien (mg/km)	<0,5	<0,5	<0,5
Bensen (mg/km)	3	2	1
Toluen (mg/km)	1,5	1	<1
Formaldehyd (mg/km)	4	3	2
Acetaldehyd (mg/km)	0,5	0,3	0,2
Metylnitrit (mg/km)	na	na	na
Etylnitrit (mg/km)	na	na	na

na=not applicable.

*Användning av biogas och naturgas i fordon ger små utsläpp av partiklar och främst sådana, som möjligen kan härledas till smörjoljan och bränslet.

** Utsläppen av CO2 från biodrivmedelsdrivna fordon beror på hur bränslet framställs.

*** Bränsleförbrukningen från biodrivmedelsdrivna fordon beror på bränslets sammansättning och i fallet med alkohol t ex på om alkoholen innehåller vatten eller inte.

Tabell A9. Tunga biogas-/naturgasdrivna lastbilar

Emissionskomponent	2000	2005	2010
CO (g/km)	0	0	0,1875
HC (g/km)	2	2	1
NOX (g/km)	4	2	1
Partiklar (mg/km)*	10	8	6
CO2 (kg/km) **			
Bränsleförbrukning (l/10km)***			
PAH, part ug/km)	<10	<10	<10
PAH, semi (ug/km)	<10	<10	<10
Eten (mg/km)	1,3	1,3	1,3
Propen (mg/km)	1,3	1,3	1,3
1,3 butadien (mg/km)	<1	<1	<1
Bensen (mg/km)	5	4	2
Toluen (mg/km)	3	2	<1
Formaldehyd (mg/km)	11	8	4
Acetaldehyd (mg/km)	1,5	1	0,6
Metylnitrit (mg/km)	na	na	na
Etylnitrit (mg/km)	na	na	na

na = not applicable.

*Användning av biogas och naturgas i fordon ger små utsläpp av partiklar och främst sådana, som möjligen kan härledas till smörjoljan och bränslet.

** Utsläppen av CO2 från biodrivmedelsdrivna fordon beror på hur bränslet framställs.

*** Bränsleförbrukningen från biodrivmedelsdrivna fordon beror på bränslets sammansättning och i fallet med alkohol t ex på om alkoholen innehåller vatten eller inte.

Tabell A10. Biogas-/naturgasdrivna bussar

Emissionskomponent	År 2000	År 2005	År 2010
CO (g/km)	0,3	0,22	0,15
HC (g/km)	1,8	1,2	0,8
NOX (g/km)	3,3	1,8	1,1
Partiklar (mg/km)*	8	6	5
CO2 (kg/km)**			
Bränsleförbrukning (l/10km)***			
PAH, part (ug/km)	<10	<10	<10
PAH, semi (ug/km)	<10	<10	<10
Eten (mg/km)	<1	<1	<1
Propen (mg/km)	<1	<1	<1
1,3 butadien (mg/km)	<1	<1	<1
Bensen (mg/km)	5	4	3
Toluen (mg/km)	3	2	<2
Formaldehyd (mg/km)	9	6	4
Acetaldehyd (mg/km)	1,2	0,8	0,5
Metylnitrit (mg/km)	na	na	na
Etylnitrit (mg/km)	na	na	na

na=not applicable.

*Användning av biogas och naturgas i fordon ger små utsläpp av partiklar och främst sådana, som möjligen kan härledas till smörjoljan och bränslet.

** Utsläppen av CO2 från biodrivmedelsdrivna fordon beror på hur bränslet framställs.

*** Bränsleförbrukningen från biodrivmedelsdrivna fordon beror på bränslets sammansättning och i fallet med alkohol t ex på om alkoholen innehåller vatten eller inte.

Tabell A11. RME-drivna personbilar

Emissionskomponent	2000	2005	2010
CO (g/km)	0,22	0,15	0,07
HC (g/km)*	0,07	0,04	0,02
NOX (g/km)	0,42	0,3	0,05
Partiklar (mg/km)*	33	22	16
CO2 (g/km)**			
Bränsleförbrukning (l/10km)***			
PAH, part. (ug/km)#	25	21	16
PAH, semi (ug/km)#	25	18	12
Eten (mg/km)	2	2	1
Propen (mg/km)	3	2	2
1,3 butadien (mg/km)	4	3	3
Bensen (mg/km)	4	2	1
Toluen (mg/km)	5	4	1
Formaldehyd (mg/km)	3	2	2
Acetaldehyd (mg/km)	4	3	3
Metylnitrit (mg/km)	na	na	na
Etylnitrit (mg/km)	na	na	na

na=not applicable.
*Enligt Egebäck och Westerholm (1996) är konventionell mätteknik inte tillämpbar för mätning på RME-drivna fordon, varför dessa värden är osäkra.
** Utsläppen av CO2 från biodrivmedelsdrivna fordon beror på hur bränslet framställs.
*** Bränsleförbrukningen från biodrivmedelsdrivna fordon beror på bränslets sammansättning
#Osäkra uppskattningar p g a av att provtagningsmetoden inte anpassats för mätning på RME-drivna fordon.

Tabell A12. RME-drivna lätta lastbilar och bussar

Emissionskomponent	2000	2005	2010
CO (g/km)	0,29	0,19	0,15
HC (g/km)*	0,055	0,04	0,03
NOX (g/km)	0,46	0,33	0,2
Partiklar (mg/km)*	43	28	21
CO2 (kg/km)**			
Bränsleförbrukning (l/10km)***			
PAH, part (ug/km)#	38	31	24
PAH, semi (ug/km)#	30	27	18
Eten (mg/km)	3,2	2,1	1,6
Propen (mg/km)	3,7	3,2	2,5
1,3 butadien (mg/km)	4,9	4,3	3,4
Bensen (mg/km)	4,8	2,9	1,6
Toluen (mg/km)	6,9	4,9	0,8
Formaldehyd (mg/km)	4,1	2,7	2
Acetaldehyd (mg/km)	4,9	4,3	3,4
Metylnitrit (mg/km)	na	na	na
Etylnitrit (mg/km)	na	na	na

na=not applicable.
*Enligt Egebäck och Westerholm (1996) är konventionell mätteknik inte tillämpbar för mätning på RME-drivna fordon, varför dessa värden är osäkra.
** Utsläppen av CO2 från biodrivmedelsdrivna fordon beror på hur bränslet framställs.
*** Bränsleförbrukningen från biodrivmedelsdrivna fordon beror på bränslets sammansättning
#Osäkra uppskattningar p g a av att provtagningsmetoden inte anpassats för mätning på RME-drivna fordon.

Tabell A11. RME-drivna personbilar

Emissionskomponent	2000	2005	2010
CO (g/km)	0,22	0,15	0,07
HC (g/km)*	0,07	0,04	0,02
NOX (g/km)	0,42	0,3	0,05
Partiklar (mg/km)*	33	22	16
CO2 (g/km)**			
Bränsleförbrukning (l/10km)***			
PAH, part. (ug/km)#	25	21	16
PAH, semi (ug/km)#	25	18	12
Eten (mg/km)	2	2	1
Propen (mg/km)	3	2	2
1,3 butadien (mg/km)	4	3	3
Bensen (mg/km)	4	2	1
Toluen (mg/km)	5	4	1
Formaldehyd (mg/km)	3	2	2
Acetaldehyd (mg/km)	4	3	3
Metylnitrit (mg/km)	na	na	na
Etylnitrit (mg/km)	na	na	na

na=not applicable.
*Enligt Egebäck och Westerholm (1996) är konventionell mätteknik inte tillämpbar för mätning på RME-drivna fordon, varför dessa värden är osäkra.
** Utsläppen av CO2 från biodrivmedelsdrivna fordon beror på hur bränslet framställs.
*** Bränsleförbrukningen från biodrivmedelsdrivna fordon beror på bränslets sammansättning
#Osäkra uppskattningar p g a av att provtagningsmetoden inte anpassats för mätning på RME-drivna fordon.

Tabell A12. RME-drivna lätta lastbilar och bussar

Emissionskomponent	2000	2005	2010
CO (g/km)	0,29	0,19	0,15
HC (g/km)*	0,055	0,04	0,03
NOX (g/km)	0,46	0,33	0,2
Partiklar (mg/km)*	43	28	21
CO2 (kg/km)**			
Bränsleförbrukning (l/10km)***			
PAH, part (ug/km)#	38	31	24
PAH, semi (ug/km)#	30	27	18
Eten (mg/km)	3,2	2,1	1,6
Propen (mg/km)	3,7	3,2	2,5
1,3 butadien (mg/km)	4,9	4,3	3,4
Bensen (mg/km)	4,8	2,9	1,6
Toluen (mg/km)	6,9	4,9	0,8
Formaldehyd (mg/km)	4,1	2,7	2
Acetaldehyd (mg/km)	4,9	4,3	3,4
Metylnitrit (mg/km)	na	na	na
Etylnitrit (mg/km)	na	na	na

na=not applicable.
*Enligt Egebäck och Westerholm (1996) är konventionell mätteknik inte tillämpbar för mätning på RME-drivna fordon, varför dessa värden är osäkra.
** Utsläppen av CO2 från biodrivmedelsdrivna fordon beror på hur bränslet framställs.
*** Bränsleförbrukningen från biodrivmedelsdrivna fordon beror på bränslets sammansättning
#Osäkra uppskattningar p g a av att provtagningsmetoden inte anpassats för mätning på RME-drivna fordon.

Tabell A 13. Små tunga RME-drivna lastbilar

Emissionskomponent	2000	2005	2010
CO (g/km)	0,7	0,5	0,3
HC (g/km*	0,2	0,15	0,1
NOX (g/km)	2,2	1,8	1,5
Partiklar (mg/km)*	60	45	35
CO2 (kg/km)**			
Bränsleförbrukning (l/10km)***			
PAH, part (ug/km)#	28	20	15
PAH, semi (ug/km)#	16	12	8
Eten (mg/km)	7	5	3
Propen (mg/km)	4	3	2
1,3 butadien (mg/km)	4	3	2
Bensen (mg/km)	5	4	3
Toluen (mg/km)	4	3	2
Formaldehyd (mg/km)	8	6	4
Acetaldehyd (mg/km)	6	4	3
Metylnitrit (mg/km)	na	na	na
Etylnitrit (mg/km)	na	na	na

na = not applicable
*Enligt Egebäck och Westerholm (1996) är konventionell mätteknik inte tillämpbar för mätning på RME-drivna fordon, varför dessa värden är osäkra.
** Utsläppen av CO2 från biodrivmedelsdrivna fordon beror på hur bränslet framställs.
*** Bränsleförbrukningen från biodrivmedelsdrivna fordon beror på bränslets sammansättning
#Osäkra uppskattningar p g a av att provtagningsmetoden inte anpassats för mätning på RME-drivna fordon.

Tabell A14. Tunga RME-drivna lastbilar

Emissionskomponent	2000	2005	2010
CO (g/km)	4,5	3,2	2,5
HC (g/km)*	0,28	0,21	0,15
NOX (g/km)	9,8	7,0	4,9
Partiklar (mg/km)*	160	120	80
CO2 (kg/km)			
Bränsleförbrukning (l/10km)			
PAH, part (ug/km)#	39	29	20
PAH, semi (ug/km)#	30	18	12
Eten (mg/km)	8	6	4
Propen (mg/km)	4	3	2
1,3 butadien (mg/km)	8	6	4
Bensen (mg/km)	15	11	8
Toluen (mg/km)	12	8	6
Formaldehyd (mg/km)	14	11	8
Acetaldehyd (mg/km)	11	8	5
Metylnitrit (mg/km)	na	na	na
Etylnitrit (mg/km)	na	na	na

na = not applicable
*Enligt Egebäck och Westerholm (1996) är konventionell mätteknik inte tillämpbar för mätning på RME-drivna fordon, varför dessa värden är osäkra.
** Utsläppen av CO2 från biodrivmedelsdrivna fordon beror på hur bränslet framställs.
*** Bränsleförbrukningen från biodrivmedelsdrivna fordon beror på bränslets sammansättning
#Osäkra uppskattningar p g a av att provtagningsmetoden inte anpassats för mätning på RME-drivna fordon.

Tabell A15. RME-drivna bussar

Emissionskomponent	2000	2005	2010
CO (g/km)	1,6	1,3	1
HC (g/km)*	0,4	0,3	0,15
NOX (g/km)	6,6	4,4	2,9
Partiklar (mg/km)*	120	80	56
CO2 (kg/km)**			
Bränsleförbrukning (l/10km)***			
PAH, part (ug/km)#	29	20	14
PAH, semi (ug/km)#	18	12	6
Eten (mg/km)	10	8	5
Propen (mg/km)	5	4	3
1,3 butadien (mg/km)	9	8	4
Bensen (mg/km)	2,5	1,6	0,8
Toluen (mg/km)	3	2	1
Formaldehyd (mg/km)	17	12	6
Acetaldehyd (mg/km)	12	8	4
Metylnitrit (mg/km)	na	na	na
Etylnitrit (mg/km)	na	na	na

na = not applicable
*Enligt Egebäck och Westerholm (1996) är konventionell mätteknik inte tillämpbar för mätning på RME-drivna fordon, varför dessa värdenär osäkra.
** Utsläppen av CO2 från biodrivmedelsdrivna fordon beror på hur bränslet framställs.
*** Bränsleförbrukningen från biodrivmedelsdrivna fordon beror på bränslets sammansättning
#Osäkra uppskattningar p g a av att provtagningsmetoden inte anpassats för mätning på RME-drivna fordon.

Tabell A 16. DME-drivna personbilar

Emissionskomponent	2000	2005	2010
CO (g/km)	0,22	0,15	0,07
HC (g/km)	0,07	0,04	0,02
NOX (g/km)	0,4	0,3	0,05
Partiklar (mg/km)	33	22	16
CO2 k(g/km)**			
Bränsleförbrukning (l/10km)***			
PAH, part (ug/km)	40	22	16
PAH, semi (ug/km)	33	18	8
Eten (mg/km)	2	2	1
Propen (mg/km)	3	2	2
1,3 butadien (mg/km)	4	3	3
Bensen (mg/km)	4	2	1
Toluen (mg/km)	5	4	1
Formaldehyd (mg/km)	3	2	2
Acetaldehyd (mg/km)	4	3	3
Metylnitrit (mg/km)*			
Etylnitrit (mg/km)			

*Hypotes: Reaktionen CH3-O-CH3+NOx ger 2CH3ONO och måste undersökas med experiment. Reaktionen kan leda till relativt stora metylnitritemissioner från DME.
** Utsläppen av CO2 från biodrivmedelsdrivna fordon beror på hur bränslet framställs.
*** Bränsleförbrukningen från biodrivmedelsdrivna fordon beror på bränslets sammansättning

Tabell A 17. DME-drivna lätta lastbilar och bussar

Emissionskomponent	2000	2005	2010
CO (g/km)	0,29	0,19	0,15
HC (g/km)	0,06	0,04	0,03
NOX (g/km)	0,4	0,3	0,18
Partiklar (mg/km)	39	25	19
CO2 (kg/km)**			
Bränsleförbrukning (l/10km)***			
PAH, part (ug/km)	54	32	19
PAH, semi (ug/km)	50	28	15
Eten (mg/km)	2,9	1,9	1,4
Propen (mg/km)	3,3	2,9	2,3
1,3 butadien (mg/km)	4,4	3,9	3,1
Bensen (mg/km)	4,3	2,6	1,4
Toluen (mg/km)	6,2	4,4	0,7
Formaldehyd (mg/km)	6	5	4
Acetaldehyd (mg/km)	5	4	3
Metylnitrit (mg/km)*			
Etylnitrit (mg/km)			

*Hypotes: Reaktionen CH3-O-CH3+NOx ger 2CH3ONO och måste undersökas med experiment. Reaktionen kan leda till relativt stora metylnitritemissioner från DME.

** Utsläppen av CO2 från biodrivmedelsdrivna fordon beror på hur bränslet framställs.

*** Bränsleförbrukningen från biodrivmedelsdrivna fordon beror på bränslets sammansättning

Tabell A 18. Små tunga DME-drivna lastbilar

Emissionskomponent	2000	2005	2010
CO (g/km)	0,7	0,5	0,3
HC (g/km)	0,2	0,15	0,1
NOX (g/km)	2,0	1,6	1,4
Partiklar (mg/km)	50	35	30
CO2 (kg/km)**			
Bränsleförbrukning (l/10km)***			
PAH, part (ug/km)	20	15	10
PAH, semi (ug/km)	18	13	8
Eten (mg/km)	7	5	3
Propen (mg/km)	4	3	2
1,3 butadien (mg/km)	6	4	3
Bensen (mg/km)	1	1	1
Toluen (mg/km)	1	1	1
Formaldehyd (mg/km)	8	6	4
Acetaldehyd (mg/km)	6	4	3
Metylnitrit (mg/km)*			
Etylnitrit (mg/km)			

*Hypotes: Reaktionen CH3-O-CH3+NOx ger 2CH3ONO och måste undersökas med experiment. Reaktionen kan leda till relativt stora metylnitritemissioner från DME.

** Utsläppen av CO2 från biodrivmedelsdrivna fordon beror på hur bränslet framställs.

*** Bränsleförbrukningen från biodrivmedelsdrivna fordon beror på bränslets sammansättning

Tabell A 19. Tunga DME-drivna lastbilar

Emissionskomponent	2000	2005	2010
CO (g/km)	4,5	3,2	2,5
HC (g/km)	0,28	0,21	0,15
NOX (g/km)	6,6	4,6	3,3
Partiklar (mg/km)	180	135	90
CO2 (kg/km)**			
Bränsleförbrukning (l/10km)***			
PAH, part (ug/km)	39	29	20
PAH, semi (ug/km)	30	18	12
Eten (mg/km)	8	6	4
Propen (mg/km)	4	3	2
1,3 butadien (mg/km)	8	6	4
Bensen (mg/km)	10	8	8
Toluen (mg/km)	8	6	4
Formaldehyd (mg/km)	14	11	8
Acetaldehyd (mg/km)	14	11	8
Metylnitrit (mg/km)*			
Etylnitrit (mg/km)			

*Hypotes: Reaktionen CH3-O-CH3+NOx ger 2CH3ONO och måste undersökas med experiment. Reaktionen kan leda till relativt stora metylnitritemissioner från DME.

** Utsläppen av CO2 från biodrivmedelsdrivna fordon beror på hur bränslet framställs.

*** Bränsleförbrukningen från biodrivmedelsdrivna fordon beror på bränslets sammansättning

Tabell A 20. DME-drivma bussar

Emissionskomponent	2000	2005	2010
CO (g/km)	1,6	1,3	1
HC (g/km)	0,4	0,3	0,15
NOX (g/km)	5,8	3,9	2,6
Partiklar (mg/km)	150	100	70
CO2 (kg/km)**			
Bränsleförbrukning (l/10km)***			
PAH, part (ug/km)	29	20	14
PAH, semi (ug/km)	18	12	6
Eten (mg/km)	10	8	5
Propen (mg/km)	8,4	5,6	2,8
1,3 butadien (mg/km)	8	7	4
Bensen (mg/km)	2,5	1,6	0,8
Toluen (mg/km)	3	2	1
Formaldehyd (mg/km)	17	12	6
Acetaldehyd (mg/km)	12	8	4
Metylnitrit (mg/km)*			
Etylnitrit (mg/km)			

*Hypotes: Reaktionen CH3-O-CH3+NOx ger 2CH3ONO och måste undersökas med experiment. Reaktionen kan leda till relativt stora metylnitritemissioner från DME.

** Utsläppen av CO2 från biodrivmedelsdrivna fordon beror på hur bränslet framställs.

*** Bränsleförbrukningen från biodrivmedelsdrivna fordon beror på bränslets sammansättning

Scenario för DME, dimetyleter

Strateco Utveckling AB

Stockholm 1996

Scenario för
DME,
Dimetyeter

Av

STRATECO Utveckling AB

för

Alternativbränsleutredningen

Innehåll

Förord		2
Sammanfattning		3
1	DME, nytt som drivmedel	4
2	Ursprung och råvaror	5
3	Produktion	5
4	Kostnader	6
5	Användning	6
6	Säkerhet och hälsoegenskaper	7
7	Miljöegenskaper	7
8	Kommentarer om marknaden	9
9	Roll och scenarier	10
10	Beskattning och offentliga aktiviteter	11
	Referenslista	12

Förord

DME och dess framtid har rönt ett större inustriellt intresse vid dess annonsering än vad andra alternativa drivmedel har gjort. I denna rapport sammanfattas några av de egenskaper, förutsättningar och möjligheter som DME erbjuder.

Rapporten är sammanställd på uppdrag av alternativbränsleutredningen av Mats Ekelund, Strateco Utveckling AB. Som underlag för rapporten ligger visst skriftligt rapportmaterial såväl som intervjuer med upphovsmän, motortillverkare, användare och myndighetspersoner i flera länder.

Vi vill på detta sätt också framföra vårt tack för förtroendet att få presentera denna rapport.

Mats Ekelund

Sammanfattning

Tekniskt sett, har teknikgenombrottet för DME kommit efter att ingenjörsfirman Haldor Topsøe, utanför Köpenhamn, tagit fram en metod att producera DME från naturgas utan att gå via det fördyrande metanolsteget.

DME liknar LPG (gasol). Den är luktfri, giftfri och torr. Den förvaras flytande under lågt tryck, närmare bestämt 5-10 bar vid normala temperaturer.

Med naturgas som råvarubas kan DME produceras för mycket stora delar av den svenska drivmedelsmarknaden under en tid. Biogas från vatten- och avlopp, från soptippar och från industrin, uppgår till mellan 5 och 10 TWh

Produktionen av biobaserad DME kan i huvudsak göras genom att tillföra biogas som råvarubas. Då större mängder DME ska produceras är troligen en förgasningsprocess att föredra. Tillförseln av gas måste uppgå till 3-3.500 Nm^3/h och med ett CO_2/NO innehåll på 35 % för att de verkligt storskaliga driftfördelarna ska kunna uppnås.

En produktionsanläggning för 15-20.000 ton DME per år för med sig en investering på MUSD 20-30, vilket är ca 25 % lägre än för en lika stor metanolanläggning. Försörjning kan då uppgå till ca 800 stadsbussar, 3.000 distributionsbilar eller 3.000 taxibilar. För den produktionen går det åt mellan 2-2.500 Nm^3 naturgas per dag eller knappt 20 milj Nm^3 per år.

Högt cetantal gör att självantändningen blir lättare, vilket kan göra att kompressionen sannolikt kan sänkas utan att verkningsgraden sänks. Samtidigt finns färre "trade-off"-förluster som tex NOx/partiklar då DME inte innehåll sot- eller partikelformerande komponenter. Andelen EGR kan därmed ökas markant, med sänkta NOx-utsläpp som följd. HC-utsläppen ser dessutom inte ut att öka som för metangasdrift, vilket styrks av att gasens molekyler är betydligt stabilare. Dieselmotorer har inte uppvisat ULEV-nivåer (Kaliforniska "Ultra Low Emission Vehicles-nivåer) tidigare.

DME är tyngre än luft och uppträder ur säkerhetssynpunkt mycket likt gasol. Förångning kräver tex mycket värme, varför gasen kan bli nedåt -20° C vid frisläppning. LPG kan bli ner till -42°C. DME är en torr och giftfri.

Gällande och känd framtida avgaslagstiftning är skriven för att bensin- och dieselfordon ska klara avgaskraven. Skulle en lagstiftning, eller en beskattning, inrättas som kräver eller stimulerar användningen av renare drivmedel, ja då skulle en industriell process med all sannolikhet starta för att möta eller ta till vara de framtida kraven eller möjligheterna.

Alternativbränsleutredningen och Kommunikationskommittén bör föreslå inrättandet av en kontrollpunkt vart annat år för att bevaka om tillräckliga marknadsaktiviteter och kunskap framkommit för att kunna göra en lika definitiv miljöklassning för DME då, som för andra drivmedel.

1 DME, nytt som drivmedel

Världsproduktionen för DME är idag MT 150 per år. Produktionskapaciteten ökar från år till år, då DME med fördel kan ersätta mer skadliga drivgaser i tex sprayflaskor.

Tekniskt sett, har genombrottet för DME kommit efter att ingenjörsfirman Haldor Topsøe, utanför Köpenhamn, med en omsättning på MDKK 1.100, tagit fram en metod att producera DME från naturgas på katalytisk väg utan att gå via det fördyrande metanolsteget. Upptäckten torde vara av stor betydelse och kommer att kunna innebära andra scenarios för den framtida drivmedelsförsörjning jämfört med vad som varit aktuellt tidigare. På sikt bör användningen av DME också kunna påverka miljölagstiftningen.

I nedanstående tabell jämförs några av de viktigare egenskaperna för DME
Mot bakgrund av den enkla kompositionen av bränslet och det naturligt höga cetantalet är det fördelaktigt att DME används huvudsakligen i dieselcykelmotorer. Motståndet mot dieseloljedrivna personbilar har tidigare varit tämligen kompakt i Sverige. Längre fram i denna rapport kommer en redogörelse som redovisar användingen av DME i dieselcykelmotorn.

Drivmedel	Diesel Mk1	Etanol	DME	LPG
Cetantal	50	8	55-60	lågt
Molvikt	166	46	46	44
Kokpunkt	285-330	78	-25	-42
Vikt, kg/l	0,8-0,86	0.81	0.67	0.55
Värmevärde, kWh/l	9.8	5.6	5.3	6.6
Självantändningstemp C	350	450-470	235	467
Antändningsintervall %	0,6-26	3-19	3-17	3-12

DME liknar LPG (gasol). Den är luktfri, giftfri och torr. Den förvaras flytande under lågt tryck, närmare bestämt 5-10 bar vid normala temperaturer. Följande tabell visar hur många liter av vardera bränsle som behövs för att motsvara en liter diesel (Mk III) i energitermer räknat.

Drivmedel	Diesel	Etanol	DME	LPG
Ekvivalent	1	1.75	1.8	1.4

2 Ursprung och råvaror

Råvarubasen är egentligen de flesta kolföreningar. Hittills har metoden endast provats med metan som råvarubas och endast i form av naturgas. Stora fyndigheter av naturgas norr om Svalbard eller import av karibisk naturgas till Europa skulle kunna ske med gasen i DME-form. DME är billigare att producera än att kyla ner och likvifiera natur- eller biogasen till LNG, den är också billigare att transportera distribuera och använda än som flytande eller komprimerad gas.

Biogas är lika användbar som naturgas. Biogasen som produceras i vattenreningsverk, vilken är utan kväve, behöver endast avskilja koldioxiden (CO_2) för att kunna processas.

Med naturgas som råvarubas kan DME produceras för mycket stora delar av den svenska drivmedelsmarknaden under en tid. Med biogas från vatten- och avlopp, från soptippar och från industrin, uppgår mängden sannolikt till mellan 5 och 10 TWh (25-50 % av svenska dieselmarknaden). Sverige bedöms av naturgasindustrin ha en biogaskapacitet på ca 15 TWh. Mindre produktionsplatser förväntas inte kunna tillvaratas till följd av för att investeringskostnaderna kan bli för höga vid låga volymer.

3 Produktion

DME kan, som nämnts ovan, produceras med naturgas och biogas som råvarubas. Gasen har i hittillsvarande processer omvandlats via metanol till DME, den har också kommit fram som en biprodukt vid produktion av syntetisk bensin och den kan produceras från kol eller andra kolföreningar.

Produktionen av biobaserad DME kan i huvudsak gå till på två sätt. Den billigare vägen för små anläggningar, är att tillföra biogas som råvarubas. Då större mängder DME ska produceras är troligen en förgasningsprocess att föredra. Tröskelkostnaderna för förgasningsanläggningar är högre än vid produktion direkt från biogas där CO_2 också ska avskiljas. Produktionen av DME i befintlig anläggning är lägre i en förgasningsanläggning än då den katalytiska processen kopplas till biogasen direkt. Tillförseln av gas måste uppgå till 3-3.500 Nm^3/h med ett CO_2/NO innehåll på 35 % för att de verkligt storskaliga driftfördelarna ska kunna uppnås.

Haldor Topsøe A/S bedömmer att biogasanläggningar med produktionsnivåer under 20 GWh per år producerar DME billigare än vad man producerar metanol. Detta gäller möjligen även etanolproduktion enligt de processer som NREL/Amocos utvecklingsbolag Swan anger för den framtida etanolproduktionen, enligt Chalmers.

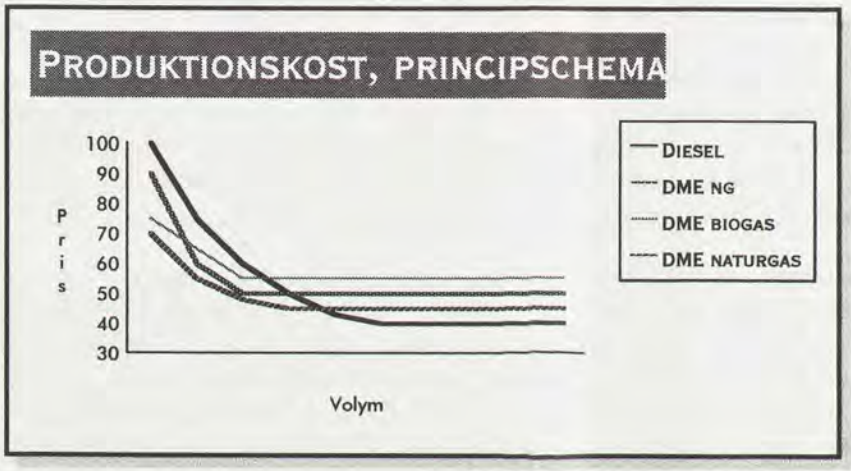
Produktionsanläggningar för naturgas till DME kan placeras utmed befintlig pipeline eller vid naturgaskällan, där det passar bäst av övriga skäl. Biogas kan föras till naturgasen utan att processen påverkas.

4 Kostnader

En produktionsanläggning för ca 50 ton DME per dag (15-20.000 ton per år) för med sig en investering på MUSD 20-30, vilket är ca 25 % lägre än för en lika stor metanolanläggning. 50 ton är lika med försörjning för ca 800 stadsbussar, 3.000 distributionsbilar eller 3.000 taxibilar. För den produktionen går det åt mellan 2-2.500 Nm^3 naturgas per dag eller knappt 20 milj Nm^3 per år.

Små mängder kväve i gasen (<5 %) påverkar inte produktionsprocessen. Förekomsten av CO_2 utgör heller inte ett stort produktionshinder då koldioxid är lätt att avskilja och dessutom har ett marknadspris som sannolikt inte berörs av de produktionsvolymer som kan vara aktuella på medellång sikt eller på anläggningens avskrivningstid.

Haldor Topsøe AS (HTAS) och Amoco har gjort kostnadsuppskattningar som pekar på att produktionskostnaderna för DME endast överstiger produktionskostnaderna för diesel marginellt, uppskattningsvis 10-30 öre per liter diesel ekvivalent eller något över Mk1.



5 Användning

DME kan används i dieselmotorer. Då en eventuell introduktion kommer att ske stegvis, torde det vara att föredra en DME-användning i tätorter framför dieselanvändning. Miljö- och hälsoegenskaperna redovisas nedan och styrker användning av DME i distributionsbilsflottor, taxi- bud- och polisbilar, bussar mm framför bensin, diesel och flera andra alternativa drivmedel.

DME är lättantänt och kan injiceras med så lågt tryck som 220 bar, varför friktionsförlusterna från en större pump måhända aldrig behöver uppstå.

Distribution av DME sker på samma sätt som med LPG, vilket innebär att den kan byggas med en del av det kunnande och det distributionssystem

som används för LPG idag. Uppbyggnaden av tankstationer kan ske på befintliga bensinstationer eller som konsumentanläggningar. Tankstationer för DME är något mer kostsamma än för en separat dieseltankanläggning, men är billigare än en CNG anläggning.

Trycktankarna är tyngre och volymen som ska inrymmas är större för DME än för diesel, den är likvärdig med etanol men är mindre volymiös än för CNG. I tabellen nedan framgår ungefärliga vikter för fyllda tankar för olika drivmedel för per 300 km aktionsradie:

Drivmedel	Diesel	Etanol	DME	LPG
Vikt i kg för 300 km aktionsradie	125	200	240	250

Tankning sker med ett slutet system. Pistolhandtaget har bajonettfattning och mätutrustning finns för att mäta flöden, vikter och mängder.

6 Säkerhet och hälsoegenskaper

DME är tyngre än luft och kommer att lägga sig i fördjupningar som brunnar, gropar, håligheter och på andra platser som inte vädras ut eller har ett luftflöde. Då gasen inte syns eller luktar kan det vara fara för antändning från gnistor, cigarretter och annat. Tillsättning av luktvarning (etylmerkaptan) är därför ett sannolikt framtida krav. DME uppträder ur säkerhetssynpunkt mycket likt gasol. Förångning kräver tex mycket värme, varför gasen kan bli nedåt -20° C vid frisläppning. LPG kan bli ner till -42°C.

För att motverka dessa säkerhetsrisker fordras att den typ av säkerhetsregler som tillämpas för LPG också tillämpas för DME.

DME är en torr och giftfri produkt som inte skapar förutsättningar för förgiftning, hudskador (annat än vid kontakt med förångande gas) eller dylikt.

7 Miljöegenskaper

Amoco, Navistar och HTAS har genomfört flera drift- och avgasprov med DME i olika typer av fordon. AVL har provat en Navistar T 444E på 7,3 liter och jämfört den med de väntade Euro III bestämmelserna. Resultaten blev enligt följande (g/kWh):

Euro III & Res. / Avgas	CO	HC	NOx	Partiklar
Euro III	2.0	0.6	5	0.1
DME, utan katalysator	2.17	0.2	3.85	<0,05

Vid prov med en Audi 100 dieselmotor, provad enligt amerikanska testmetoden, FTP 75, förevisades följande värden:

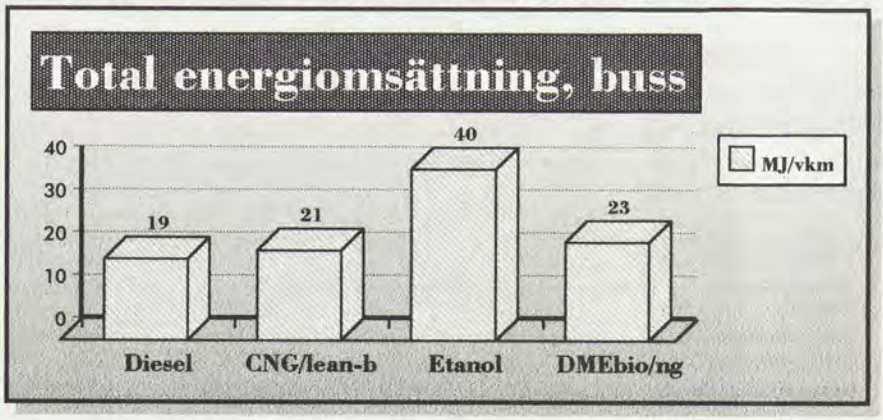
US FTP 75, Ausi 100	CO	HC	NOx	Sot
DME, med katalysator	0.6	0.04	0.2	0
Diesel, med katalysator	0.3	0.07	0.7	0.024
ULEV	1.7	0.04	0.2	0.04

Högt cetantal gör att självantändningen blir lättare, vilket kan göra att kompressionen sannolikt kan sänkas utan att verkningsgraden sänks. Samtidigt finns färre "trade-off"-förluster som tex NOx/partiklar då DME inte innehåll sot- eller partikelformerande komponenter. Andelen EGR kan därmed ökas markant, med sänkta NOx-utsläpp som följd. HC-utsläppen ser dessutom inte ut att öka som för metangasdrift, vilket styrks av att gasens molekyler är betydligt stabilare. Dieselmotorer har inte uppvisat ULEV-nivåer tidigare.

Förekomsten av aldehyder och andra oreglerade avgaser är inte redovisade. Forskare som satt sig in i frågan förväntar låga toxiska värden, då kompositionen av drivmedlet är enkelt.

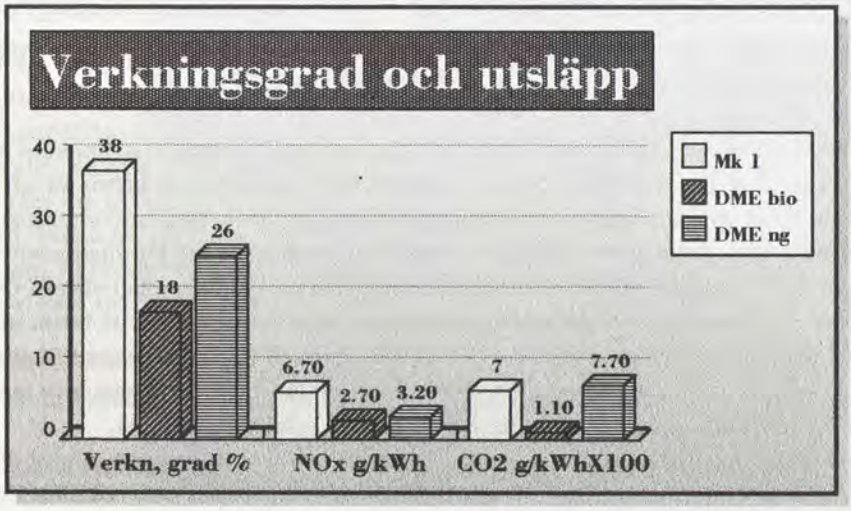
Miljökonsekvenserna vid dagens och framtidens produktion är betydligt mindre än vid dagens och framtidens dieseloljeproduktion. NOx och CO2 kommer som luftföroreningar. Befintliga anläggningar, bla de som dehydrerar metanol, kan i stor utsträckning byggas om till de mer kostnadseffektiva produktionsmetoderna för DME.

Produktionsprocessen för DME är relativt resurssnål, vilket är ett av grundkriterierna för att priset ska kunna vara lågt. Med samma metod som förädlings- och förbrukningskedjan som är använt i "Life of Fuels", kommer en jämförelse av antalet omsatta MJ/vkm att se ut enligt nedan, under förutsättning att biogasen kommer från vatten- eller deponianläggning:



Skulle biogasen komma från odlade grödor avsedda för biogasproduktion, torde antalet MJ vara mellan 26 och 30, enligt diagrammet ovan.

Chalmers transportteknik har i sin preliminära utgåva av källa-till-användare-analysen, motoranvändning inkluderat, beräknat verkningsgrad, utsläppen av NOx och CO2. I följande tabell framgår de högsta redovisade värdena.



Beräkningar kring hur de totala verkningsgraderna är, i en jämförelse mellan bensin och DME-drivna personbilar, utförda av holländska TNO. Resultaten pekar på att den totala energieffektiviteten är likvärdig dem emellan.

8 Kommentarer om marknaden

Marknaden för DME begränsas idag av bristen på billig DME då Topsøes egen pilotanläggning är den enda som producerar DME med den nya tekniken.

I andra sammanhang kritiseras principen om att prissättning sker på basis av kostnaderna för att producera ett drivmedel. Vad DME beträffar har den en tämligen liten omsättning, varför en produktion för drivmedelsbruk sannolikt kommer att bli dominerande på världsmarknaden och därmed också prisledande.

Intresset för DME som drivmedel kan vara ett hot mot detta alternativ. En entusiastisk marknad som inte snart nog får det den hoppas på, kommer förr eller senare att byta strategi och söka andra lösningar. Eftersom drivmedlet ännu på några år inte finns i stor omfattning till låga priser, kan man komma att skapa förväntningar som användarna inte väntar på.

Försörjning av DME kan vara lika god som för olja och bensin om man väljer det, den kan då produceras av naturgas.

Mot bakgrund av de förhållandevis låga produktions- och distributionskostnaderna relaterat till andra alternativ och möjligheten att fasa in bioråvara i produktionen, bör DME vara attraktivt för såväl stat som användare.

9 Roller och scenarier

Förutsättningen för att DME ska kunna få en plattform på den svenska eller internationella drivmedelsmarknaden är att den får en stark huvudman. En som inte blundar för svårigheterna utan angriper dem lika professionellt som andra frågor, tex produktion, distribution, skade- och avbrottsrisker samt prissättning.

Drivmedel som metanol, med en förhållandevis stark kemiindustri bakom sig, har inte haft det ledarskap och den industriella styrkan som krävs för att ta en andel av den marknad som oljebolagen förfogar över. Den huvudman som verkar för att introducera ett nytt drivmedel, verkar under en oligopolsituation, där känsligheten för konkurrenters agerande är stor. Oljebolagen däremot, upplever en monopolistisk konkurrens, vilket innebär att de fattar sina beslut på sina vanliga kriterier, oavsett alternativen. De hittillsvarande alternativen har inte visat sig vara ett reellt hot eftersom huvudmännen inte förfogar över annat än marginella distributions- och marknadskanaler.
Etanolens och naturgasens ställning i Sverige är dock intressant, då ett oljebolag engagerat sig i etanol, ett annat i natur- och biogas och två eller flera andra överväger alternativa drivmedelsstrategier.

Framtida avgaskrav för tung dieseltrafik, med Euro III-krav som nästa steg, kommer att kunna innebära stora påfrestningar på den Europeiska produktionsapparaten för diesel. Europia, oljebolagens Brysselbaserade gemensamma organisation har för den sakens skull pekat på olika möjligheter för oljebolagen att vidga sina intressen och bredda sitt sortiment.

Biodiesel, CNG och DME ingår i Europias kommentarer, Etanol, ETBE och MTBE har nämnts.

Framgångsrik introduktion av DME är lika mycket beroende av en stark huvudman som en bra produkt och en distributionskanal som passar den marknad man väljer.

10 Beskattning och offentliga aktiviteter - förslag

DME bör inte beskattas på andra grunder än övriga drivmedel. Skulle skattesatser föreslås för något eller några drivmedel som ur samhällssynpunkt gynnar landet, bör en sådan avvägning göras också för DME.

För att slippa avgörande statsstöd i form av investeringsbidrag, avtagande skattesubventioner av ansenliga mått mm, kan staten undersöka möjligheten att använda DME i större personbilsflottor som sorterar under statens förvaltning, tex polisbilar. Skulle intresse finnas för en bred användning bör offerter tas in och förhandlingar genomföras med flera oljebolag och biltillverkare, varpå en långsiktig beställning placeras där det är mest förmånligt för staten. I kraven på den framtida DME-produktionen bör det ingå krav på hög andel bioförsörjning eller en upptrappning av bioandelen.

Köparen, staten, bör vara beredd på ett tämligen långt avtal för att minska riskkompensationen från oljebolaget.

Gällande och känd framtida avgaslagstiftning är skriven för att bensin- och dieselfordon ska klara avgaskraven. Skulle en lagstiftning, eller en beskattning, inrättas som kräver eller stimulerar användningen av renare drivmedel, ja då skulle en industriell process med all sannolikhet starta för att möta eller ta till vara de framtida kraven eller möjligheterna.

Alternativbränsleutredningen och Kommunikationskommittén bör föreslå inrättandet av en kontrollpunkt vart annat år för att bevaka om tillräckliga marknadsaktiviteter och kunskap framkommit för att kunna göra en lika definitiv miljöklassning för DME då, som för andra drivmedel.

Referenslista

1 Besök på och diskussion med Haldor Topsø ingenjörer

2 Artikel i "The Economist"

3 SAE-papers 950061, 950062, 950063, 950064, 952754

4 Artikel: The Atmospheric Chemistry of Ox.fuels...DME
S.M.JAPAR, T.T. WALLINGTON, J.F.O. RICHERT, J.C. BALL

5 Artikel: DME, the Diesel Fule for the 21st Century, AVL, List

6 Jämförelse mellan olika drivmedel, John B. Hansen, HTSA

7 Naturgas som Kolvmotorbränsle, Ekelund, Egnell, Gabrielsson

8 Dieselmotorn och dess utvecklingspotential, Egnell

9 AGA, Gashandbok

10 Life of Fuels, Ekelund, Johansson, Roth

11 Preliminär rapport om verkningsgrader och utsläpp, Blinge, CTH.

12 Intervju med Rolf Egnell, Aspen Utvecklings AB och Lunds Tekniska Högskola.

13 Global assessment of Dimethy-ether as automotive fuel, TNO 1996

14 Life Cycle Assessment for Dimethyl Ether as a Motor Fuel, Chalmers Transportteknik, Furnander, Blinge, 1996.

Erfarenheter från metanolintroduktionen i USA

Strateco Utveckling AB

Stockholm 1996

Med eller utan

Metanol

Erfarenheter från metanolintroduktionen i USA

och några av dess eventuella

konsekvenser för Sverige

av

Strateco Utveckling AB

för
För alternativbränsleutredningen

Innehåll

Förord
Sammanfattning
Syften och mål
Ursprung
Några fakta
Metanol i USA
Amerikanskt eller svenskt sätt
Några lärdomar
Sverige och metanol

Förord

Uppdraget att beskriva händelseutvecklingen i USA för metanol, och de följdverkningar som det haft i andra länder har undersökts av Strateco Utveckling AB. För att ta reda på fakta har företagets nordamerikanska kontaktnät utnyttjats, bland annat har de två senaste cheferna för US DOE Alternativ Fuels intervjuats. Representanter för oljebolag, kemiindustri, biltillverkare, myndigheter, användare och konsulter har intervjuats. Företrädare och motståndare till metanol ingår också i skaran av intervjuade.

Den nya IT tekniken har varit behjälplig i att samla den information som behövts på ett snabbt och effektivt sätt.

Vi vill på detta sätt också framföra vårt tack till Alternativbränsleutredningen för förtroendet att genomföra denna studie. Vi hoppas att innehållet ska befinnas värdefullt och kunna ligga som en del av grunden till de framtida besluten om val av svenska framtida alternativa drivmedelsskatter.

Mats Ekelund

Syften och mål

Syftet med denna rapport är att beskriva de viktiga delarna av händelseutvecklingen kring metanol som drivmedel i USA.

Målet är att kategorisera de slutsatser som kommer från den amerikanska marknaden och visa vilka argument som är gångbara respektive inte gångbara i Sverige - för eller emot metanol.

Ursprung

I spåren av oljekrisen från 1970-talets början och den amerikanska byggrecessionen, vilken började i mitten av 1970-talet.

Senator Boyden Gray kontaktades av en delegation från kemiindustrin, företrädda av Vancouverbaserde (Kanada) Methanex, Chemex och DuPont. Avsikten var att presentera förslaget om metanol som ersättning för bensin. Charles Gray vid Environmental Protection Agency (USAs naturvårdsverk) och Charles Imbrecht vid California Energy Comission deltog också i de inledande diskussionerna.

Kemiindustrins syfte var att få annan avsättning för metanol än den konjunkturkänsliga lim- och byggindustrin. Naturgasen, som är metanolens råvarubas, var fortfarande reglerad och kunde inte följa med den energiprisutveckling som kom av 1973-74 års oljekris, varför man vid den tidpunkten såg en möjlighet att producera metanol till konkurrensmässigt pris. Metanol hade också använts i tävlingsbilar under några år, varför man menade att det fanns erfarenheter att bygga vidare på.

Senator Gray iscensatte arbetet med förslag till budget och processen hade börjat.

En av de tidigaste företrädarna för metanol var Ford och deras representant Roberta Nicols. I Europa kom metanolsatsningen att uppmärksammas av Sverige, där Volvo och Staten 1974 gemensamt startade ett utvecklingsbolag med namnet Svensk Metanolutveckling, sedermera Svensk Drivmedelsteknik, SDAB. Bolaget drev under en tid ett prov med 1000 metanoldrivna fordon och hade bland annat tankningsmöjlighet vid ett flertal OK och Nynässtationer. Under slutet av 1970-talet drog sig Volvo ur ägandet av SDAB och senare även medverkan i dess aktiviteter. Bolaget såldes i slutet av 1980-talet till personalen efter att Statens företrädare Studsvik beslutat lägga ner bolaget.

En ytterligare effekt av metanolsatsningen i USA och i Sverige, skulle vara att minska importen av olja och därmed också beroendet av OPEC. I Sverige var diskussionerna om naturgasimport begränsade, men tillgången till metanol skulle under alla omständigheter vara säkrad utanför OPEC.

Andra länder som bedrivit utvecklingsverksamhet av någon omfattning är Japan, Kanada och Nya Zeeland.

Några fakta

Metanol kan produceras av naturgas, kol och från biomassa. Den förekommer framför allt som kemikalie i process- och byggindustrin.

Bränsleegenskaperna består till en början av att det är ett enkelt sammansatt bränsle, en förhållandevis låg energiomsättning vid produktionen och att den är flytande.

Formerna för metanol som drivmedel har i huvudsak varit som MTBE, en oxygenat, som M85 (85 % metanol) och M100, men många andra kvaliteter förekom som prov.

Oktantalet är högt, varför en metanoloptimerad motor har högre verkningsgrad och är mer energieffektivt jämfört med ett bensinfordon.

Cetantalet är lågt, varför en tändförbättrare behöver tillsättas för att kunna användas i tunga fordon. Tändförbättraren är mycket dyr och kemiskt komplicerad.

Metanol upptar 1,8 gånger så mycket utrymme för att lagra samma energi som bensin

Metanol brinner utan flamma

Metanol är starkt korrosivt

Metanol är toxiskt, det kan förorsaka blindhet och vi exponering mot huden även blodförgiftning.

Försäljningen av metanol i USA har minskat dramatiskt, antalet stationer som distribuerar metanol är fortfarande högt och antalet fordon som kan använda metanol är också högt - men försäljningen av metanol sjunker.

California Air Resources Board och South Coast Air Quality Management District, de två främsta företrädarna för metanol i Kalifornien har upphört med nya metanolprogram

US Department of Energy, Alternative Fuels Department har minskat sin metanolbudget mer än man minskat budgeten för el-, gas- och etanolfordon.

Oljebolagen har dragit sig ur metanolengagemanget

Kemiindustrin har dragit sig ur nya aktiviteter med metanol som drivmedel.

Fordonstillverkarnas FFV/AFV etc. kan köra på metanol, etanol eller bensin. Utvecklingen av tunga motorer för metanol i USA är nedlagd.

Metanolbussarna i Los Angeles är konverterade till etanol, som följd av för stora motorbekymmer och svårighet att få metanol.

Sveriges metanolprogram upphörde i början av 1980-talet, Japans pågår fortfarande men i mycket liten omfattning. I Kanada är det nedlagt och på Nya Zeeland likaså. I Kina undersöker man för närvarande om metanol är ett lämpligt alternativ.

Metanol i USA

Metanolsatsningen i USA har misslyckats vad introduktionen av ren metanol (M100 och M85) beträffar. En uppskattning av de kostnader som lagts ner, har gjord av en av US DOEs tidigare chefer för alternativa drivmedel, Jerry Allsup. Beräkningen slutar med att ca M$ 500 är satsades federalt och i Kalifornien. Därutöver bedöms industrins insats vara lika stor.

Politiska aspekter

Naturgasutvinningen i Mellanöstern sker till lägre kostnader än i USA. Facklingen av gas vid olje- och gaskällor inom OPEC och i Sydostasien motsvarar Sveriges energianvändning och skulle kunna utgöra grunden för metanolproduktion för transportsektorn. Vid en stor expansion av metanolproduktionen, uttrycktes farhågor på politisk nivå i DOE kring USAs möjlighet att vara konkurrenskraftig i prishänseende då naturgas hela tiden varit den råvara man baserat produktionen på.

De första neddragningarna i DOEs metanolbudget kom, enligt utsago, efter att tvivel höjts kring möjligheten att stå oberoende av OPEC vid en bredare introduktion av metanol. Mexico och Kanada hade måttliga möjligheter att försäkra USA om fortgående leveranser och ingen i USA var beredd att stå varken politisk eller ekonomisk risk att binda upp sig kring så stora leveranser som en metanolfabrik skulle innebära utan att först ha marknad, långsiktig energipolitik och en trovärdig skattelagstiftning.

Nationalkostnaden för metanol över diesel och bensin skulle då bli för hög, importen skulle fortsätta och de nationella gasbolagen var mer intresserade av att marknadsföra gasen i obearbetad form.

Myndigheter

CARB har tillsammans med SCAQMD varit de främsta förespråkarna bland myndigheterna. DOE har spelat en avgörande men inte lika aggressiv pro-metanolpolitik som de Kaliforniska myndigheterna. Även EPA har varit tydliga metanolförespråkare.

CARB och SCAQMD pekar numera på att miljövinsten i förhållande till nyttan inte uppväger de ökade konsumentpriserna. De miljömål som behöver uppnås kan man nå med lägre kostnader. och med andra medel. Viktigast av allt i den debatten är att oljebolagen producerar bensinkvaliteter som ur avgassynpunkt ger samma utsläpp som metanol och är billigare. Värt att notera här är att USA ännu inte har inkluderat koldioxidfrågan i drivmedelsdebatten i någon omfattning att tala om.

Clean Citis Programme har under en tid haft förfrågningar kring metanol, men endast på några få ställen har någon stad satt upp metanol på listan över aktuella drivmedel.

Ingen av myndigheterna talar längre om att fortsätta de program som iscensatts under 1970- och 80-talen. Däremot finns en diskussion om metanol som drivmedel till bränsleceller, men det bedömer man vara ungefär 15 år borta i tiden.

Oljeindustrin

Chevron och Texaco var några av de oljebolag som engagerade sig mest i att undersöka om metanol var ett lämpligt alternativ. Diskussionerna omfattade valet av distributionsform. M100, M85 eller MTBE. Oljebolagen har under hela processen framfört den höga giftigheten i metanol som det största hindret.

Produktionen av metanol beräknades på Amoco till 40-50 % över bensinkostnaden, vilket för det mesta var över världsmarknadspriset

Omfattande motorprov och samarbete med motortillverkarna har genomförts i oljebolagens regi. Marknadsundersökningar har gjorts och köpts in och samarbeten med kemiindustrin har annonserats i avsikten att producera och distribuera metanol.

Ett efter ett har oljebolagen dragit sig ur metanolsatsningarna. I ett pressmeddelande från Texaco 1990, låter man meddela att man avbryter engagemangen i metanolsatsningen. Motiven är två, priset till slutkunden - oavsett produktionskostnaden - kommer att bli för högt och för det andra menade man att miljöförbättringarna är marginella i jämförelse med de reformulerade bensinkvaliteter som då skulle ta fram. Däremot påpekar man att en låginblandning av MTBE kan vara aktuell och att proven på det området varit värdefulla.

Oljebolagen förfogar över distributionsapparaten för drivmedel. I USA finns förhållandevis färre konsumentanläggningar än i Sverige. För att få en distribution behöver man endera upprätta ett samarbete med ett eller flera oljebolag, köpa en egen distributionskedja, eller starta en egen distributionsapparat. Varken oljebolagen eller företrädarna själva eller oljebolagen tillsammans med företrädaren har haft den riskvilligheten.

Företrädarna

Kemiindustrins avsikt var att få en ytterligare försäljningskanal för sin produkt. Då inget oljebolag eller annat bolag med egna distributionskanaler varit intresserade av den möjligheten på bred front, har inte heller företrädarna för kemiindustrin etablerat några egna distributionskanaler. Motivet till deras tveksamhet är att man inte känt sig säker på affärsidéen. Man har varit medveten om att det funnits ett motstånd ifrån oljebolagen och man har varit osäker på hur marknaden skulle hantera säkerhetsfrågorna.

Det höga oljepriset under början och mitten av 70-talet gav utrymme för alternativ med lägre kostnader. Då oljepriset sedermera sjönk, kom metanolpriset att ligga över det pris som metanolen skulle kosta för slutanvändaren.

The American Methanol Institute bildade en avdelning för att bedriva lobbyverksamhet och 1993 annonserade Methanex att man hade för avsikt att under det kommande året bygga 2500 tankstationer för metanol över hela landet. Methanex ägdes av tyska Metallengesellschaft, vilka 1993 förlorade ansenliga belopp på optioner och valutatransaktioner. Förlustaffärerna renderade i konkurs för Methanex.

Företrädarna för metanolanvändningen har inte kunnat övertyga distributionsnäringen om att inkludera metanol i sitt sortiment. Man har inte haft den egna riskbenägenheten att arrangera distributionen själv. Sannolikt har man nått så stora framgångar med oljeindustrin kring MTBE att man funnit det sätt som passat båda parter.

Strutspolitik

Varje ny produkt har sina nackdelar, är de inte av teknisk eller ekonomiskt art, kan de vara av friktionskarraktär, dvs den rent distributionsmässiga kostnaden kring att byta.

Metanolen brinner utan flamma, den är mycket korrosiv och den är ytterligt giftig. För känsliga personer kan ett spill av en dl. metanol vara allvarligt. Blodbyte, nedsatt syn eller blindhet vi förhållandevis små exponeringar gör att användare och kanske framför allt verkstadspersonal tvekar kraftigt innan införandet av metanol blir av.

Metanolföreträdarna har under många år föredragit att inte lyfta fram de svåra frågorna till öppenhet, debatt och till konstruktiva diskussioner. Konsekvensen har blivit att de kritiska frågorna kommit från annat håll och affärskonceptet har därmed förlorat i trovärdighet.

Bil- och motortillverkarna

Ford var tidiga med sitt engagemang sig i metanolfrågor. Det passade deras situation väl, eftersom man hade haft ingående diskussioner om framtida miljöstrategi och policy. Flexible Fuel Vehicle (FFV), ett Ford-TNO begrepp och Alternative Fuel Vehicle (AFV) blev ett Chryslerbegrepp.

US DOE har placerat stora beställningar på "FFVs" och på det sättet svarat för den efterfrågan som de stora amerikanska biltillverkarna har krävt. Tekniken för att göra en metanol- respektive etanolbil är mycket likt vartannat, varför bensin, metanol och etanol kunnat användas i ett och samma fordon eftersom de tekniska hjälpmedel som finns kan läsa av innehållet på bränslet.

Tekniken som krävs för att kunna behandla etanol ombord på ett fordon har med materialval och utfällningar att göra. Metanolens korrosivitet har krävt stora undersökningar kring vilka metaller som är lämpliga, vilka material som kan förekomma i packningar, bränsledelningar mm. I dieselmotorer har man haft stora svårigheter med igensättningar av spridare och filter.

Cummins påpekar att man behövt mer än 15 år på sig för att få en nästan acceptabel driftsäkerhet på en metanoldiesel, medan andra motorer utvecklats från ritbordet på 5 år. Den årliga underhållsbudgeten för ett tungt metanolfordon uppgår till US$ 5.000. Conoco pekar också på att det är kraftigt ökade underhållskostnader på både bilar och på tankstationer vid hantering av motoralkoholer, främst metanol. Bedömningen är att metanol sannolikt är det dyraste alternativa drivmedlet att använda, inte bara till följd av högt drivmedelspris, höga underhållskostander, men också pga höga försäkringar.

Priset

Metanol handlas på världsmarknaden och fluktuerar stark. En färdig liter varierar mellan en och tio kronor, vilket tyder på att överskottet på marknaden är begränsat. För att försörja den amerikanska marknaden med upp till 5 eller 10 % med metanol, skulle stora anläggningar behöva uppföras.

Då miljöincitamentet underställs de ekonomiska aspekterna och priset inte kunnat visat sig vara konkurrenskraftigt, har inga sådana anläggningar kunna försvaras ekonomiskt.

Priset för ny produktion är för högt, priset för att hantera metanol i distribution och lagring är för högt, underhållskostnaderna ökar markant och världsmarknaden är labil. Risktagandet vid en satsning på metanol är stor, så stor att den främst företrädande industrin inte bedömt affären värd risken.

Till priset för inköp, drift och underhåll, kommer kravet på ökade marginaler i frakter, lagring och hantering. Då metanolen har så allvarliga hälsoeffekter, kommer sannolikt också försäkringspremien att ligga på en nivå där ansvarsfrågan i USA får sin teckning.

Slutanvändarna

US DOE och andra myndigheter har köpt den huvudsakliga delen av de 20-30000 FFVs som använts. De företag som köpt FFVs har som regel köpt med motivet att för "CAFÉ"-credits, dvs tillgodoräkna sig en lägre genomsnittlig drivmedelsförbrukning för hela sin fordonsflotta.

Metanoldrivna fordon har inte handlats på kommersiella villkor, det finns ingen andrahandsmarknad för metanolfordon, inte ens i Kalifornien.

De 53 tankstationer som tidigare kontrakterades av California Energy Comission löper ut under vintern 1996-97. Något förnyat kontrakt är inte aktuellt, varför huvuddelen av tankstationerna försvinner.

Konsekvenser för etanol

Etanol med ett garanterat ursprung i bioråvaror har fått ett argument som inte den amerikanska metanolmarknaden hade eller har, nämligen växthusgaser.

CARB räknar med ett högre pris på etanol, varför man tror att den etanol som kommer till dem från majsdistrikten, bara kommer att användas under en kort tid, som en övergång innan alkoholbussar- och lastbilar ska bytas av åldersskäl. Man tror också att den stora jordbrukssubvention, som håller etanolpriset nere, gradvis kommer att upphöra. Det höga priset tror man i Kalifornien kommer att bli ett stort hinder för etanolen på sikt.

Amerikanskt eller svensk sätt

Frågan om förnyelsebart ursprung för ett alternativt drivmedel eller ej finns ännu inte på allvar i den amerikanska politiska debatten, det finns endast små medel tillgängliga för biodrivmedelsforskning eller utveckling. Det mesta har gått till etanol- och ETBE-forskningen vid NREL utanför Denver, Colorado.

USAs lagstiftning med CAAA, EPACT och lokala bestämmelser är inte täckande för att få ett brett upplagt uppköpskrav på fordonsköpare. Man försöker höja bottenplattan, dvs lägsta acceptabla nivå i lagstiftningen, vilket misslyckats i de nu gällande lagarna. Här skiljer sig Svensk och Amerikansk lagstiftning avsevärt, då de arbetar med att endast höja lägsta acceptabla nivå. I Sverige äger staten konsumentpriset genom sin skattepolitik, och kan ändra energiscenariot med skatteincitament.

Några slutsatser

Metanolens fördelar som inhemskt lågemissionsbränsle översteg inte kostnaderna för affärs- och hälsorisk samt ekonomiska åtaganden och risker.

Metanolens miljöegenskaper i förhållande till den reformulerade bensin som metanolens närvaro på marknaden drivit fram, har inte varit tillräckligt bra.

Oljebolagen kunde hantera MTBE betydligt smidigare i sin process kring vanliga drivmedel och göra det med samma effekt som ren metanol.

Beroendet av statliga beställningar och en subventionerande skattepolitik förblev inte trovärdig då det miljöförsprång som metanolen kunde uppvisa inledningsvis inte kunde behållas.

Sverige och metanol

Det höga priset i förhållande till den låga nyttan bör vara ett hänsyn att ta även i Sverige. Metanol kan ur totoalsynpunkt inte konkurrera ut något av de alternativa drivmedel som provas och diskuteras idag (dvs biogas, etanol, naturgas och RME).

En oacceptabelt hög korrosivitet och det mycket svåra arbetet med att få motorer att visa samma eller acceptabel tillförlitlighet bör vara av avgörande betydelse. Sannolikt är kostnaden per fordonskilometer högre för metanolfordon än för till exempel etanolfordon, trots att metanolen väntas bli märkbart billigare att köpa.

Giftigheten är mycket hög och i vanliga lägen kommer metanolen att kunna hanteras i slutna system, precis som gaser gör. Den icke- rutinbetonade hanteringen har dock inte samma skydd och bör övervägas noga innan den personalen utsätts för såväl flytande som förångad metanol.

Vår omgivning har undersökt och övergivit metanol, varför Sverige skulle stå ensamma med det alternativet. MTBE torde vara en billigare och lika effektfull väg att gå.

Intervjuer

Allsup, Jerry	Chef för US DOE, alternative fuels t.o.m. 1994
Armitage, Richard	Journalist, konsult, London, UK
Bol, Matthew	Konsult, Sypher, Kanada
Duggal, Vinod	Chef, Alternative Fuels Engine Dev. Cummins Engines
Dunlap, John D. III	Ordförande CARB, California Air Resources Board, f.d "Senior Policy Adviser" SCAQMD, Los Angeles
Hamilton, Jill	Chef, DOE Alternative Fuels Hot Line
Hardy, Jeffrey	Clean Cities Programme, US DOE
Jackson, Michael	Acurex Environmental, Kalifornien
MacNeil, Michael	Executive Director, Canadian Oxygenated Fuels Associa.
Memmot, Bryan	Oberoende verkstadsägare
Morris, Rick	Vice President, AMOCO
Nevill, Ron	Konsult, f.d. vVD vid ORTECH Laboratories, Toronto
Pedersen, Christopher	CEO vid CPE industries
Rodenbeck, Kraig	Konsult, Ruzheimer International
Russel, John	Chef för US DOE, alternative fuels t.o.m. 1996
Seisler, Jeffrey R. Dr.	Chef för US NGV Coalition tom 1994
Vedlitz, Sheldon	Manager, Alternative Fuels, Conoco

Dokument

Alkoholer som motorbränsle	SSEU, 1996
Alcohols and alcohol blends	IEA, 1986 / C. Pilo, SDAB

KUNGL. BIBL.
1997 -09- 25
STOCKHOLM

FRITZES

Fritzes kundtjänst: 106 47 Stockholm
Fax: 08-690 91 91, Telefon: 08-690 91 90

ISBN 91-38-20683-8
ISSN 0375-250X