



Rapport *Report*

Oreglerade motoremissioner under statiska och transienta belastningar – Organiska ämnen och partiklar, antalskoncentration och storleksfördelning

*Non-regulated engine exhaust gas emissions at static
and transient loads – Organic and particulate matter,
particle number and size distribution*

Magnus Lindgren
Karine Arrhenius
Lars Rosell
Anna Boss
Linda Johansson
Hans Arvidsson
Christian Wetterberg
Bengt Johansson
Per-Anders Hansson

SLU, Sveriges lantbruksuniversitet
Institutionen för energi och teknik

The Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Energy and Technology

Oreglerade motoremissioner under statiska och transienta belastningar – Organiska ämnen och partiklar, antalskoncentration och storleksfördelning

Non-regulated engine exhaust gas emissions at static and transient loads – Organic and particulate matter, particle number and size distribution

Magnus Lindgren
Karine Arrhenius
Lars Rosell
Anna Boss
Linda Johansson
Hans Arvidsson
Christian Wetterberg
Bengt Johansson
Per-Anders Hansson

Rapport/Report 016
ISSN 1654-9406

Uppsala 2009

Nyckelord: Non-road mobile machinery, engine emissions, particle emissions, alternative fuels, diesel fuels, FT-diesel, FTD

Abstract

This is one of two final reports within the “Regulated and non-regulated emissions from non-road mobile machinery (EMMA 5)” project. The project was conducted within the Swedish emission research program (EMFO). The purpose of the project was to study the effects of alternative fuels on the energy efficiency and formation of emissions in diesel engines for non-road mobile machinery. Both regulated and non-regulated emissions including particle number and particle size distribution was studied. In this report, the results from the studies of non-regulated emissions were reported.

Special emphasis was given to the effects of transient load conditions and recorded work operations. The effects of both steady-state and transient load condition on regulated emission were studied using four different diesel fuels. The fuels were:

- Conventional Swedish diesel fuel of environmental class 1, EC1
- Fischer-Tropsch diesel fuel, Ecopar™
- Mixed diesel fuel, 90% EC1 and 10% of a higher alcohol, Etamix D3
- Mixed diesel fuel, 85% EC1, 10% of a higher alcohol and 5% of rapeseed methyl ester (RME), Agrodiesel15

For the two first fuels, the effects of steady-state and transient load conditions on both regulated and non-regulated emissions were studied. Only regulated emissions were studied for the remaining two fuels. The results for non-regulated emissions are presented in this report while regulated emissions are presented in the other report, Regulated emissions during steady-state and transient load conditions.

Analyses of the composition of the different fuels are presented in table S1.

Table S1. Fuel composition

Substance	Unit	EC1	Ecopar	Etamix D3	Agrodiesel15
Carbon	% mass	86.2	84.8	83.5	83.9
Hydrogen	% mass	14.6	14.9	13.9	13.6
Oxygen	% mass	<0.1	0.2 ^a	2.6	2.4
Nitrogen	mg/kg	21	<1	21	297
Sulphur	mg/kg	<5	<5	<5	5.7
Cetane number	-	56.2	52.1	54.4	59.8
Total aromatics	% mass	6.3	<0.1	3.8	3.6 ^b
Lower heating value	MJ/kg	43.7	44.2	42.5	42.4
Density @ 15°C	kg/m ³	813	798	814	821

^a Measurement accuracy set to 0,2 %-mass

^b Sum of mono- and di-aromatics

In order to study the influence of transients during in-use conditions, 5 different work operations were developed, representative for non-road mobile machinery. The transient effects were calculated as the difference between recorded emissions during transient operation and calculated emissions using a semi-static calculation method. For the in-use conditions, the largest effects were obtained during heavy load transients in combination with a high average engine power. For example, transient effects from two different loading operations, one representing a wheel loader operation and one representing an agricultural tractor operation were compared. Both operations had comparable transients but the load cycle based on agricultural tractor operation was performed on a lower average engine power

and thus resulted in less pronounced transient effects. The results also indicated that the momentary emission levels can be reduced during certain transient load conditions. Significant differences in measured emissions were recorded during various isolated transients in both engine speed and torque. These isolated transient can give an indication of the sensitiveness of the current engine-fuel combination to changes in load.

Considerable differences in particulate number and size distribution were recorded between different steady-state and transient load conditions. However, there were no significant distinctions between the EC1 and Ecopar fuels. According to the results, weighted as ISO 8178 C1, the total particulate number amounted to $5.2 \cdot 10^{13}$ per kWh. The majority of particles had a diameter between 0.04 and 0.12 μm . However, the recorded variation were about 20 per cent in average but amounted up to approximately 70 per cent for individual operations. These recorded variations were significantly larger than the difference between the fuels.

The operations that had the highest specific mass emissions of particulates also showed the highest numbers of particulates. During positive transients in both engine speed and torque, i.e. accelerations and increases in load, the total number of particles showed a major increase. The highest increase was found for particles with a low aerodynamic diameter. The increase in larger and heavier particles was not as pronounced.

For emissions of benzene, naphthalene, 1-metyl naphthalene and 2-metyl naphthalene, the EC1 fuel resulted in significantly higher amounts compared with Ecopar for all studied operations and load cycles, both during transients and at steady-state conditions. For heavy transients both fuels showed similar results, a major increase for positive transients compared with the corresponding steady-state conditions. Despite the rather strong relative increase in emissions for Ecopar, the absolute emissions were significantly lower compared with EC1.

However, for emissions of formaldehyde and acetaldehyde the result indicated higher levels from Ecopar. In average the levels recorded for EC1 was between 25 and 50 per cent lower than the levels for Ecopar, still the absolute emissions from both EC1 and Ecopar were rather low. For all other studied organic compounds, there were no significant differences between EC1 and Ecopar.

In most cases transients in engine speed resulted in more pronounced effects compared with transients in engine torque. The results also indicated that, above all, emissions but also fuel efficiency were rather sensitive to changes in engine load conditions. In-use emission and fuel efficiency is dependent on, not only the current engine load conditions but also the former load conditions i.e. a transient in engine speed, for example an acceleration will affect the subsequent combustion conditions and thus fuel efficiency and emission formation. For non-road mobile machinery, transient load conditions are rather common and in-use emissions might be underestimated if considerations are not taken to the effects of transients.

Sammanfattning

Denna rapport är en av två delrapporter för ett EMFO-projekt, emissionsforskningsprogrammet. Projektets syfte var att kartlägga hur användningen av alternativa drivmedel påverkar energieffektivitet och emissionsbildning för dieselmotorer i arbetsmaskiner. Både reglerade och oreglerade emissioner inklusive partikelantal och storleksfördelning studerades. I denna rapport behandlas oreglerade emissioner inklusive partikelantal och storleksfördelning samt bränsleförbrukning och energieffektivitet.

Speciellt betonades effekterna av transienta belastningar och inspelade arbetsoperationer. Reglerade emissioner studerades för fyra olika bränslen under både statiska och transienta belastningar. De studerade bränslena var

- Konventionell diesel av miljöklass 1, MK1
- Fischer-Tropsch diesel, Ecopar
- Blandbränsle mellan MK1 och alkohol, Etamix D3
- Blandbränsle mellan MK1, alkohol och RME. Agrodiesel 15

För de två första bränslena studerades effekterna på oreglerade emissioner inklusive partikelantalskoncentration och storleksfördelning, vilket redovisas i denna rapport. Reglerade emissioner från samtliga fyra bränslen redovisas i delrapport 1, Reglerade emissioner under statiska och transient belastningar. En analys av bränslesammansättningen redovisas i tabell S1.

Tabell S1 Bränslesammansättning

Ämne	Enhet	MK1	Ecopar	Etamix D3	Agrodiesel15
Kol	% mass	86.2	84.8	83.5	83.9
Väte	% mass	14.6	14.9	13.9	13.6
Syre	% mass	<0.1	0.2 ^a	2.6	2.4
Kväve	mg/kg	21	<1	21	297
Svavel	mg/kg	<5	<5	<5	5.7
Cetan tal	-	56.2	52.1	54.4	59.8
Totalaromater	% mass	6.3	<0.1	3.8	3.6 ^b
Lägre värmevärde	MJ/kg	43.7	44.2	42.5	42.4
Densitet vid 15°C	kg/m ³	813	798	814	821

^a Mätosäkerhet motsvarar 0,2 %-mass

^b Summa av mono- och di-aromater

För att studera inverkan av transienter under verkliga arbetsförhållanden valdes 5 vanliga arbetsoperationer ut. De transienta effekterna beräknades som skillnaden mellan uppmätt mängder under transienta belastningar och motsvarande statiska belastning. För de inspelade arbetsoperationer var de transienta effekterna störst vid snabba belastningsändringar i kombination med högt effektuttag. Bland annat studerades transienta effekterna på oreglerade emissioner av två olika lastningsarbeten, ett med en hjullastare och ett med en lantbrukstraktor. Båda arbetsoperationerna hade jämförbara transienter men arbetet med lantbrukstraktorn utfördes vid en lägre genomsnittlig belastning och resulterade i lägre transienta effekter. Resultaten indikerade även att transienter under vissa driftsfall kan resultera i lägre emissionsnivåer.

För enskilda isolerade transienter i både moment och varvtal uppmättes mycket stora skillnader i utsläpp. Dessa isolerade transienter ger en indikation på hur känslig den aktuella kombinationen av motor och bränsle är för förändrade driftssituationer.

För partikelantal och storleksfördelning förekom stora skillnader mellan olika statiska och transienta belastningsfall. Däremot var skillnaden mellan MK1 och Ecopar relativt begränsad. Vid viktning enligt ISO 8178 C1 uppgick partikelantalet till $5,2 \cdot 10^{13}$ per kWh. De flesta partiklarna fanns inom storleksintervallet 0,04 till 0,12 μm . Dessutom var uppmätt variation förhållandevis stor, från cirka 20 procent för totalkoncentration partikelantal upp till 75 procent för enskilda storleksfördelningar. Denna variation var större än uppmätta skillnader mellan bränslena. För inspelade arbetsoperationer var korrelationen mellan partikelmassa och totalantal relativt stor. De arbetsoperationer som innehöll de kraftigaste transienta belastningarna resulterade i både de högsta partikelantalen och partikelmassa räknat per kWh. Det totala antalet partiklar ökade kraftigt vid snabba positiva transienter i varvtal och moment t.ex. acceleration eller ökning av last. Det var framförallt partiklar med en låg aerodynamisk diameter som ökade. De större, och tyngre, partiklarna ökade inte lika kraftigt.

Skillnaden i utsläpp av organiska ämnen mellan MK1 och Ecopar var mycket stor för bensen, naftalen, 1-metyl naftalen och 2-metyl naftalen. I samtliga dessa fall resulterade Ecopar i betydligt lägre halter, speciellt för de olika naftalenföreningarna. Denna skillnad uppmättes både under statiska och under transienta belastningar. Vid snabba positiva transienter i varvtal och moment ökade utsläppen från Ecopar och MK1 relativt sett lika mycket, men de totala halterna var i de flesta fall lägre för Ecopar.

Däremot indikerade resultaten att utsläppen av formaldehyd och acetaldehyd var lägre för MK1 jämfört med Ecopar. I genomsnitt var utsläppen 25 till 50 procent lägre för MK1. I de flesta fall var de transienta effekterna kraftigare vid förändringar av belastande moment än vid varvtalsförändringar. Speciellt stor var effekten av transienter för utsläpp av eten och propen.

Resultaten indikerar att framförallt emissioner men även bränsleförbrukning är förhållandevis känsliga för förändrade driftsförhållanden. Detta leder till att de faktiska emissionerna och den faktiska bränsleförbrukningen från en motor inte bara är beroende av den momentana belastningen utan även hur belastningen har förändrats i.e. accelerationer, mot- och medlut etc. Ju större och snabbare förändringen än desto större blir effekten. Transienta motorbelastningar är relativt vanliga under verkligt operationer med arbetsmaskiner och kan ge upphov till kraftigt ökade emissioner.

1.	Inledning	8
1.1.	Organiska ämnen	8
1.2.	Partiklar – Antalskoncentration och storleksfördelning	9
2.	Metod	9
2.1.	Motorlabb.....	9
2.1.1	Motorbroms.....	10
2.1.2	Uttag av avgasprov	11
2.1.3	Analysutrustning	13
2.1.4	Datainsamling	13
2.1.5	Organiska ämnen	14
2.1.6	Partikelantal och storleksfördelning	18
2.2.	Bränslen	19
2.3.	Motor.....	21
2.1.	Testcykler.....	21
2.1.1	Statisk testcykel	21
2.1.2	Inspelade arbetsoperationer	23
2.1.3	Fiktiva belastningsmönster	24
2.2.	Dataanalys.....	26
2.2.1	Semi-statisk emissionsberäkning.....	26
2.2.2	Transienta effekter	27
3.	Resultat och diskussion organiska föreningar.....	28
3.1.	Referenspunktsmätning.....	28
3.2.	Statiska mätningar.....	30
3.3.	Fiktiva belastningsmönster	37
3.3.1	Transientier i varvtal	37
3.3.2	Transientier i moment	41
3.4.	Inspelade arbetsoperationer	45
4.	Resultat och diskussion partiklar	50
4.1.	Referenspunktsmätning.....	50
4.2.	Statiska mätningar.....	52
4.1.	Fiktiva belastningsmönster	55
4.2.	Inspelade arbetsoperationer	57
5.	Slutsatser	59
6.	Referenser	61
7.	Bilaga 1: Jämförelse av partikelmätningar med och utan spädare.....	62

1. Inledning

1.1. Organiska ämnen

Vid förbränning av bränslen såsom diesel bildas förbränningsgaser vars huvudbeståndsdelar är koldioxid och vatten (Bosch, 2007). Många andra gaser förekommer dock i avgaserna, antingen på grund av att de funnits i bränslet och inte förbränts, eller genom att de bildats genom de många förbränningsprocesser som förekommer i motorn. Dessa, ofta mer komplexa ämnen, har olika egenskaper ur miljö- och hälsosynpunkt. Vissa bidrar till ozonbildningen i troposfären, är cancerframkallande och/eller påverkar det centrala nervsystemet; medan andra har låg påverkan på miljön och inte påvisats ge några betydande hälsoeffekter. USA:s Naturvårdsverk har genomfört en studie av hälsoeffekter av dieselaygaser och funnit att aldehyder (formaldehyd, acetaldehyd, acrolein), 1,3-butadien, bensen, polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och nitro-PAH är betydelsefulla ur ett toxikologiskt perspektiv (U.S. Environmental Protection Agency, 2002).

Exempel på ämnen som kan bildas är kolväten (som enbart består av kol och väte, såsom alkaner och alkener), ringformiga kolväten (såsom monoaromater och polyaromater, de senare vanligen förkortade till PAH) samt andra organiska föreningar som utöver kol och väte innehåller syre- och/eller kväveatomer (t.ex. alkoholer, aldehyder) m.m. (U.S. Environmental Protection Agency, 2002).

Aldehyder (formaldehyd, acetaldehyd) orsakar allergier, irriterar slemhinnor och vissa misstänks vara cancerogena (U.S. Environmental Protection Agency, 2002).

Alkener (eten, propen, 1,3-butadien) omvandlas via kroppens enzymssystem till epoxider och är därför potentiellt cancerogena. Till exempel är etenoxid (bildad från eten) känt för att vara cancerframkallande både i djurförsök och hos arbetare exponerade för etenoxid. Upptaget av eten är lågt och det är svårt att uppskatta hur mycket eten som tas upp och omvandlas vid låga koncentrationer (Vägverket, 2008). Eten är dessutom ett mycket reaktivt ämne med en stor förmåga att bilda oxidanter och ozon. Propen har liksom eten en låg allmän toxicitet, men kan då propen omvandlas till propenoxid orsaka cancer. Även alkaner bidrar till ozonbildning, fast i mindre omfattning än till exempel alkener.

Monoaromater (bensen, toluen, kresol, fenol) är misstänkt cancerframkallande. Bensen kan ge upphov till anemi (brist på röda blodkroppar) och leukemi (cancer) (US Department of Health and Human Services, 1997). Diaromaten naftalen har relativt hög flyktighet (11 Pa ångtryck) och vattenlöslighet (31 mg/L) och kommer således huvudsakligen att hamna i luft. Polycykliska aromatiska föreningar, bland vilka ingår PAH är ofta bundna till partiklar, men finns även i gasfas (vilket som främst är fallet beror på föreningens storlek). Ett flertal är mutagena och cancerogena.

Utsläpp av kolväten från fordon uppkommer, dels på grund av ofullständig förbränning av bränslet och motorns smörjolja, dels genom avdunstning av bränsle från fordonets bränslesystem, såväl vid färd som efter avslutad körning. Emissioner av

enskilda kolväten har ännu inte blivit föremål för särskilda emissionskrav, dvs. de tillhör de oreglerade emissionerna, däremot är de totala utsläppen reglerade.

Kunskapen avseende emissioner för de oreglerade ämnena är betydligt sämre än kunskapen om reglerade ämnena (kväveoxider, kolmonoxid, totalkolväten och partikelmassa). I denna delrapport mäts koncentration av eten, propen, butadien, bensen, naftalen och metyl-naftalener samt linjära alkaner och formaldehyd, acetaldehyd, och bensaldehyd.

1.2. Partiklar – Antalskoncentration och storleksfördelning

Partiklar i luften är ett miljöproblem om halterna blir för höga. Den reglerade emissionsparametern för partiklar är masskoncentration PM_{10} (partiklar mindre än 10 μm) (EU, 2004). I Sverige säger miljömålet ”frisk luft” att dygnsmedelvärde ska vara mindre än 35 $\mu g/m^3$ och årsmedelvärdet mindre än 20 $\mu g/m^3$ år 2010. Prognosen är att det kommer bli svårt att nå (Miljömålsrådet, 2008). De största källorna till utsläpp av partiklar är trafiken och vedeldning. Utsläpp från arbetsmaskiner är också en utpekad viktig källa, oftast på grund av dieselmotorer.

Dieselpartiklar kan schematiskt delas in i följande grupper (Vouitsis et al., 2003):

Dieselpartiklar = sot + lösbar organisk del (SOF) + oorganisk del (IF)

Sot bildas vid ofullständig förbränning. Det utgör den största massan av dieselpartiklarna och dess partiklar har en storlek på mellan 50 nm och 1 000 nm (Kittelson, 1998). SOF är det organiska material som kan extraheras med Soxhlet-apparat, medan IF består av flyktiga och halvflyktiga oorganiska komponenter som sulfater, nitrater, aska och vatten. Tillsammans utgör SOF och IF den flyktiga fraktionen, vilken kan bestämmas genom att hetta upp dieselpartiklarna i en inert atmosfär. Flyktiga dieselpartiklar är av nanostorlek (mindre än 50 nm) och dominerar antalet dieselpartiklar som emitteras.

På senare år har partiklarnas antalskoncentration och storleksfördelning av partiklar med avseende på antal fått ökad uppmärksamhet. En anledning är att masskoncentration av partiklar är ett mindre bra mått för bedömning av partiklars hälsoeffekter. Antalskoncentration av ultrafina partiklar ($< 0,1 \mu m$), partiklars ytarea och partikelbundna polycykliska aromatiska kolväten är mer intressanta ur en hälsoaspekt (Lighty et al., 2000). I denna delrapport undersöks antalskoncentration av partiklar och tillhörande storleksfördelning. Det gjordes samtidigt mätningar av PM_{10} , men de resultaten presenteras i en annan delrapport av projektet.

2. Metod

2.1. Motorlab

Studien genomfördes i SMP:s motorlab i Umeå. Nedan följer en kortfattad beskrivning av motorlab och utrustning.

2.1.1 Motorbroms

Motorn, se separat beskrivning nedan, var monterad i en fast bädd och direktkopplad mot en virvelströmsbroms, Froude Concine AG400 HS, med tillhörande styrenhet, Texcel V4. Försöksuppställningen redovisas i figur 1. Till systemet hörde även en styrenhet för motorns varvtalsreglage. Eftersom motorns varvtal styrdes med en spänningssignal hade den mekaniska styrenheten byggts om så att man via en fast spänningsskälla fick ut en varierande spänningssignal som gick till motorns styrenhet. Denna uppkoppling användes vid körning vid fasta punkter.

Vid styrning av transienta belastningar användes en två kanalig spänningsgenerator styrd av en extern dator. Motorns varvtal styrdes direkt från den externa datorn via spänningsgeneratoren medan det bromsande momentet styrdes från bromsens styrenhet. Denna lösning valdes för att de studerade transienta förloppen var för snabba och kraftiga för bromsens styrenhet. Från bromsens styrenhet lästes utbromsat moment och varvtal av till mätsystemet.

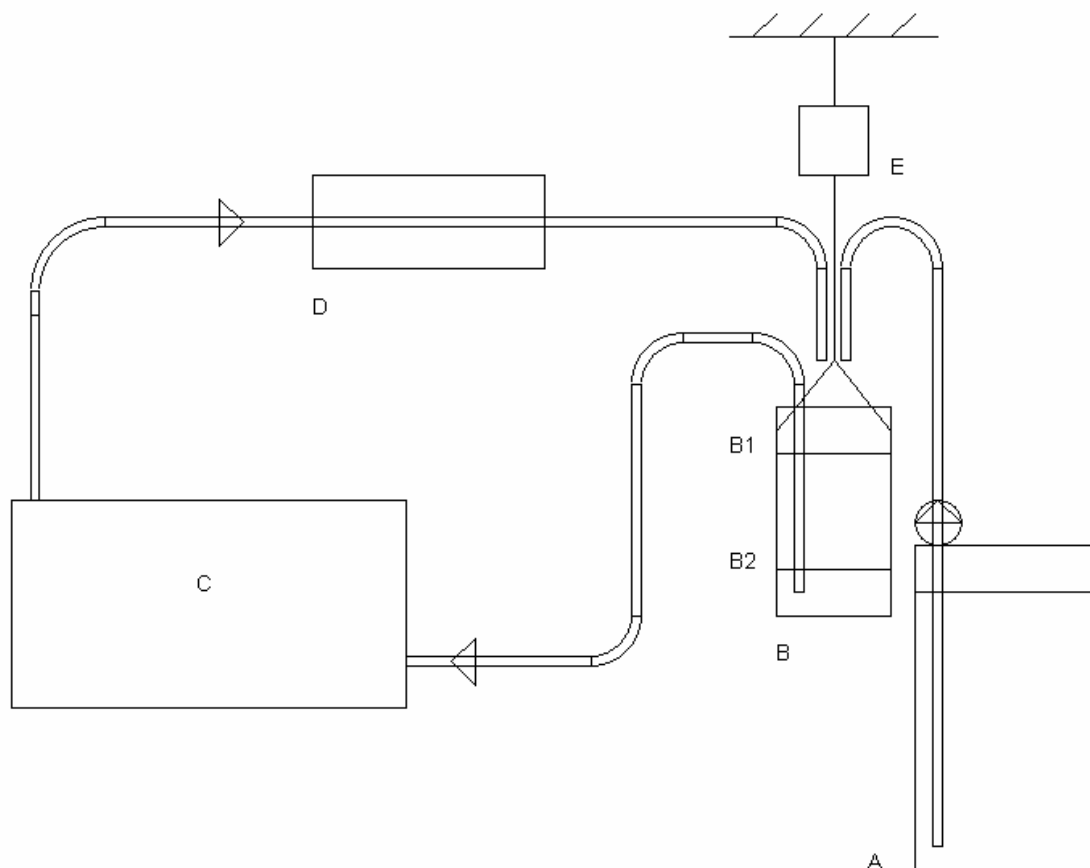


Figur 1. Motor och bromsutrustning.

Bränslesystem

Figur 2 visar bränslesystemet för försörjning, kylning och bränsleförbrukningsmätning. Bränslet lagrades i ett 200L fat som pumpades till ett kärl upphängt i lastcell. När vikten underskred en miniminivå startade pumpen och

fyllde på kärlet till en maxnivå. Mellan påfyllningarna gick det att mäta bränsleförbrukningen genom viktminskningen mellan två avläsningar. Motorns bränslesystem sög bränsle i vågbehållaren och returflödet passerade en värmeväxlare med styrt kylvattenflöde för att hålla bränsletemperaturen på en konstant nivå.



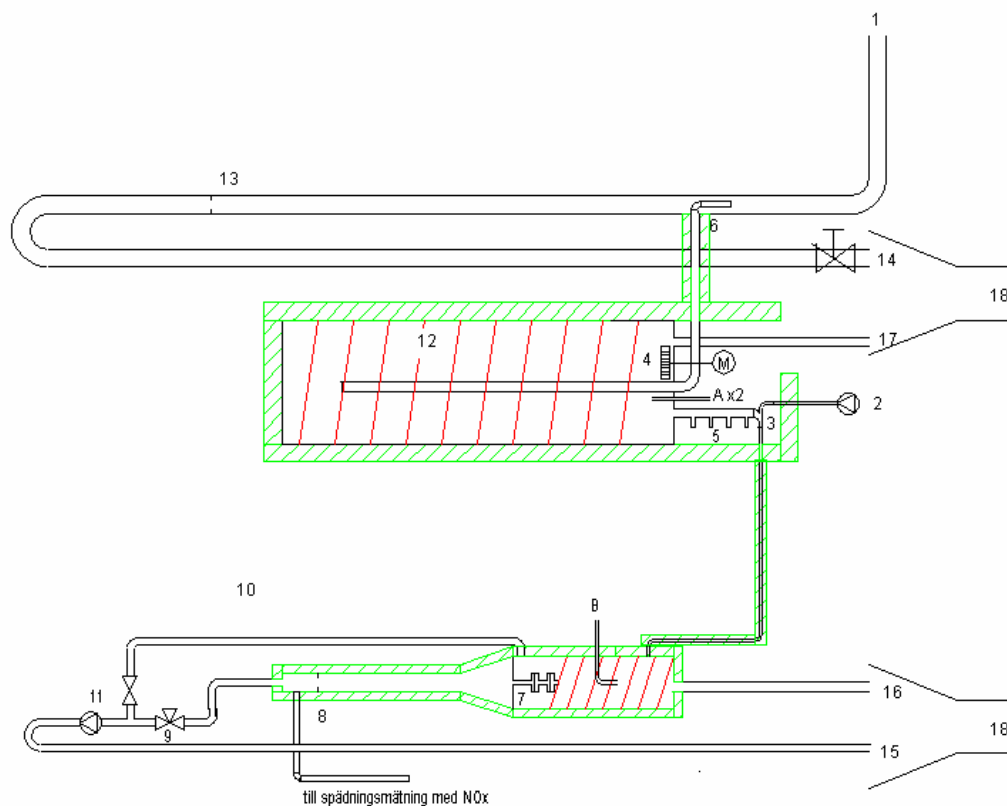
Figur 2. Principskiss bränsleförbrukningsmätning

Förklaring till figur 2.

- A Bränslefätk med pump styrd av lastcell (E)
- B Vågkär upphängt i lastcell (E)
när nivån sjunkit till B2 (3500 g) fylls det på till B1 (8500 g) från A
- C Motor
- D Styrd bränslekylare
- E Lastcell (noggrannhet +- 1 g)

2.1.2 Uttag av avgasprov

De använda emissionsmätningssinstrumenten och försöksuppställningen var inte anpassad för mätning av transienta förlopp med önskad tidsupplösning. Istället samlades ett delflöde av avgaserna upp i en "utjämnarbehållare", se figur 3, en metod som påminner om insamling i säck. På detta sätt erhöles en flödesviktad avgasblandning i utjämnarbehållaren. Verifieringsmätningar visade att denna metod gav representativa resultat både vid statiska och vid transienta belastningar.



Figur 3. Principskiss avgassystem och uttag av gaser för analys

Förklaring till figur 3.

1	Avgaser från motor	11	Vakuumpump	för
2	Filtrerad tryckluft	12	Uppvärmd utjämnarbehållare	
3	Ejektör	13	Strypfläns för reglering av flöde till utjämnare	
4	Omblandarfläkt	14	Justering av avgasmottryck	
5	Provuttag	15	Avluft till utsug	
6	Uttag av delflöde med strypning	16	Överskott av utspädda avgaser till utsug	
7	Uppvärmd spädtunnel med filterhållare	17	Överskott av utjämnade avgaser till utsug	
8	Strypfläns för flödesmätning	18	Utsug	
9	Ventil för flödesjustering	A	Provuttag för PAH	
10	Bypassflöde	B	Provuttag för aldehyder och partiklar	

Principerna för utjämnarbehållaren fungerade enligt följande: Strypflänsen (13) reglerade flödet till utjämnaren så att man även vid tomgång och uttag av provgas fick ett överflöde (17) till utsuget. Utjämnarens volym (1 m^3) var så stor att variationerna i avgaserna i stort sett jämnades ut.

Utjämnaren var försedd med värmeslinga (200°C) för att inga utsläpp skulle kondensera och med en fläkt (4) för omrörning och turbulens för att inget stoft skulle sedimentera. I denna studie användes TEOM (se avsnitt om partiklar) för mätning av partiklar, varför spädtunneln (7) endast användes som buffert efter ejektorn (3). Provgas för THC, NO_x, CO, CO₂, och O₂ togs vid (5). Provgas för PAH togs vid (A) och provgas för aldehyder och partiklar togs vid (B).

2.1.3 Analysutrustning

I motorlabbet fanns analysatorer för reglerade emissioner. Instrumenten beskrivs kort i tabell 1. Reglerade emissioner redovisades inte i denna rapport, dock användes de reglerade emissionerna för att beräkna avgasflöde samt som verifiering av att motorns grundläggande emissionskaraktäristik inte förändrades avsevärt.

Tabell 1 Analysatorer för mätning av reglerade emissioner

Gas	Instrument	Mät princip	Mäts på torr/våt gas
CO	Maihak Unor 610	Icke dispersiv infrarödabsorption	Torr
CO ₂	Maihak Multor 610	Icke dispersiv infrarödabsorption	Torr
O ₂	M&C Instruments PMA30	Paramagnet	Torr
THC	JUM Engineering 109A	Uppvärmad flamjoniserings detektor	Våt
NO _x	ECO Physics CLD 700	Kemiluminiscens	Våt

2.1.4 Datainsamling

För insamling av data användes National Instrument's system SCXI tillsammans med ett insamlingsprogram designat i LabView. Datan lagrades i textfiler som efterbearbetades. I tabell 2 redovisas de variabler som registrerades.

Tabell 2. Registrerade variabler vid emissionsmätningar

Variabel
Lufttryck i lokal
Lufttemperatur vid motorinsug
Luftfuktighet vid motorinsug
Vikt på bränslevåg
Moment på dynamometer
Varv på dynamometer
THC
NO _x
O ₂
CO
CO ₂
Avgasttemperatur
Temperatur kylvatten till motor
Temperatur motorolja
Temperatur kylvatten till laddluftkylare
Temperatur kylvatten från laddluftkylare
Temperatur laddluft
Temperatur utjämnarkammare, gavel
Temperatur i spädtunnel
Temperatur avgaser till utjämnarkammare
Temperatur bränsle i vågkärl
Omgivningstemperatur
TEOM värde

2.1.5 Organiska ämnen

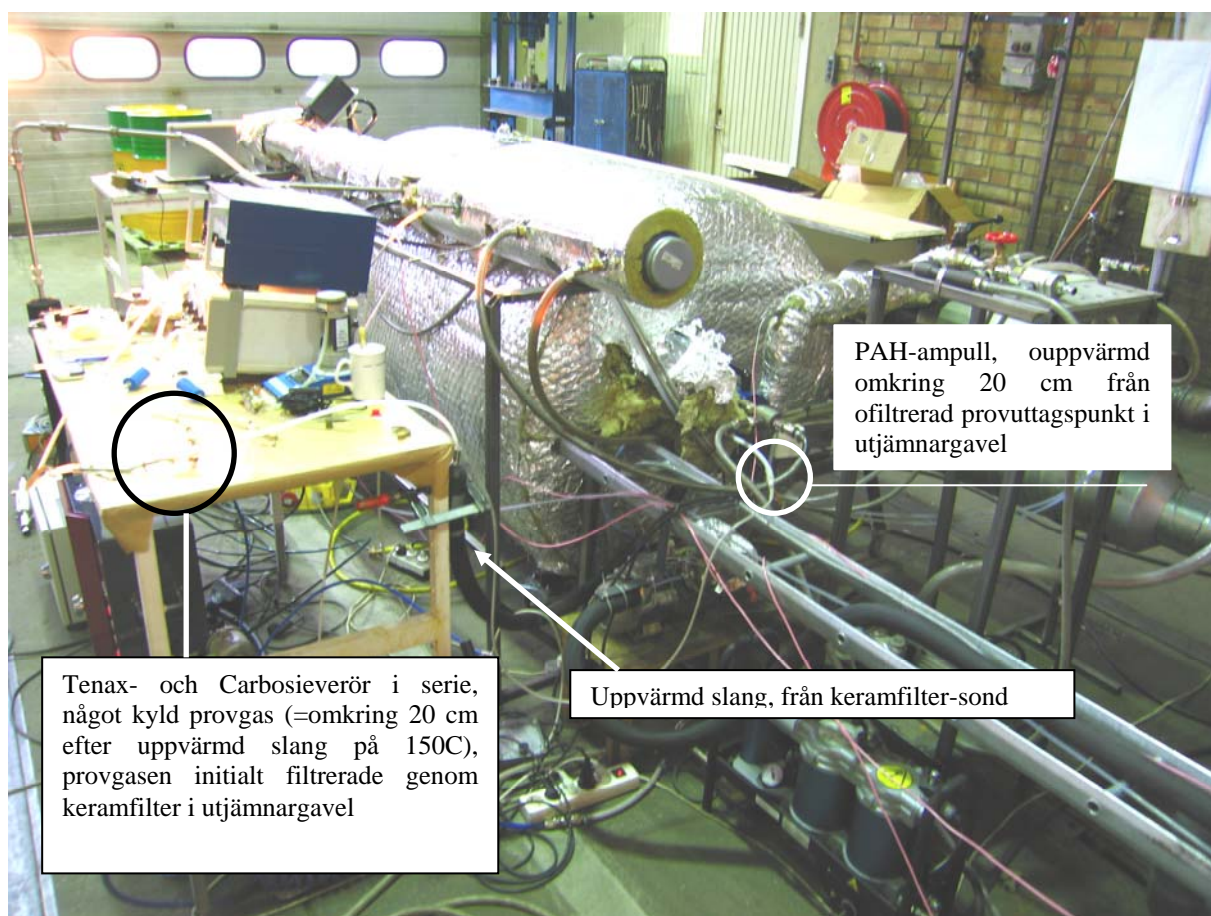
Bensen, 1,3-butadien, eten, propen:

För provtagning av lätta kolväten användes en kombination av adsorbenter kopplade i serie. Det första materialet, Tenax (en porös polymer baserad på 2,6-difenylenoxid) användes för att adsorbent bensen och andra opolära eller svagt polära ämnen i kokpunktsintervallet 70-320°C. Det andra materialet, Carbosieve SIII (en kolbaserad adsorbent polymer), användes för att adsorbent eten, propen, 1,3-butadien och andra lågmolekylära ämnen med två till fem kolatomer.

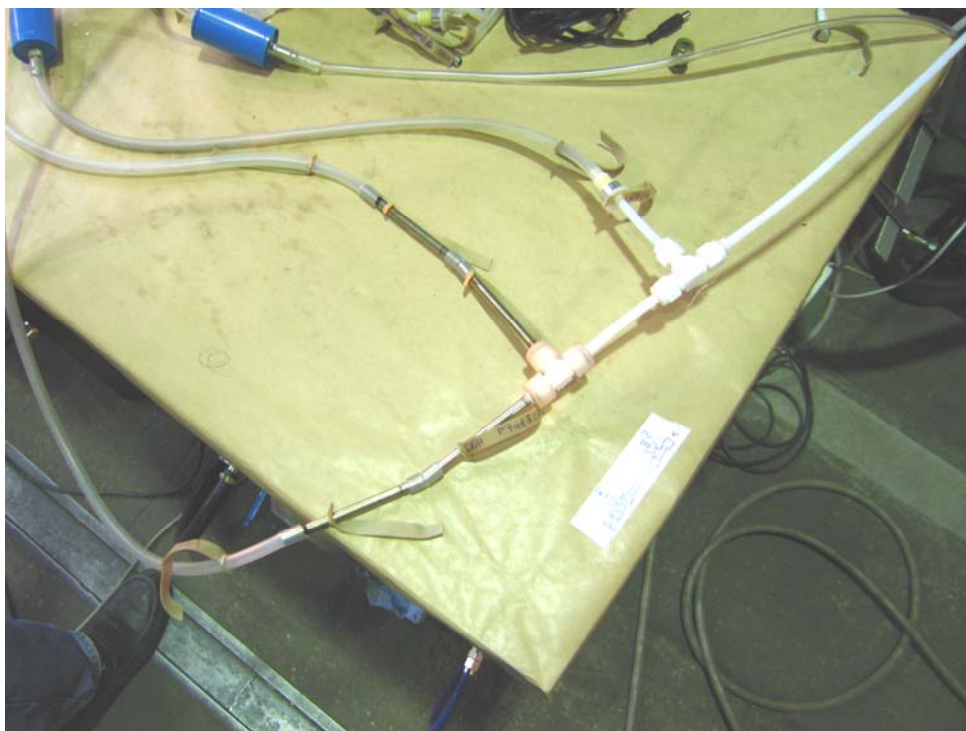
Provgasen filtrerades genom ett uppvärmt keramfilter i utjämnargavel innan den nådde adsorbenter, se figurer 4 och 5, och kyldes genom en 20 cm lång PTFE-slang kopplad efter det uppvärmda keramfiltret(150°C).

Alla prov togs som dubbelprov, dvs. två parallella serier av adsorbenttrör monterades intill varandra och exponerades under samma tid, 10 minuter. Dessutom genomfördes en upprepning av samtliga belastningspunkter. Protagningsflöderna var 50 mL/min respektive 80 mL/min så att provtagningsvolymen blev 0,5 L för den ena adsorbentserien och 0,8 L för den parallella adsorbentserien. Efter provtagning sattes lock på varje rör, som packades i aluminiumfolie och skickades till SP i Borås för analys. Adsorbenttrören förvarades i frys tills analys startades.

Analys av båda typerna av adsorbentror genomfördes genom så kallad termisk desorption där adsorberade ämnen värmdes till en kylfälla för så kallad fokusering. Från denna värmdes sedan ämnena snabbt av igen och leddes in till en gaskromatograf kolonn för separation, följd av individuell detektion i en flamjonisationsdetektor respektive en masspektrometrisk detektor genom split efter kolonnen. Masspektrometern gav inte bara en detektion av de ämnen som eluerade ut ur kolonnen, utan genom fragmenteringsmönstret i dess masspektrum gick det även att få information om ämnets struktur, så att det kunde identifieras. Tekniken benämns ofta efter dess förkortning: TD-GC-FID/MS.



Figur 4. Översiktsbild över provtagningarna av oreglerade emissioner i Umeå nov -06



Figur 5. VOC- och aldehydprovtagning, filtrerad men fuktig provgas

Analyserna gjordes på en Hewlett Packard gaskromatograf HP5890 series II utrustad med två detektorer, en flamjonisation detektor och en masspektrometer HP5972 i så kallad "electron impact mode" under standardkonditioner.

Tenaxrören och Carbosieverören genomgick en tvåstegs termisk desorptionsprocess med hjälp av en Automated Thermal Desorption Unit (ATD-400, Perkin-Elmer) eller en Ultra/Unity desorber (Markes). Rördesorption utfördes vid 275 °C under 7 minuter för Tenaxrören och vid 275 °C under 5 minuter för Carbosieverören.

Tenaxrören och Carbosieverören analyserades på två olika gaskromatografiska kolonner. För analys av eten, propen och 1,3-butadien utnyttjades en så kallad PLOT-kolonn (Poraplot Q, 25 m lång, 0,32 mm interndiameter, 10 µm lager tjocklek från Chrompack) temperaturprogrammerade från 35 °C (6 min) till 180 °C (2 min) vid 5° C/min. För analys av bensen utnyttjades en opolär kapillärkolonn (5 % fenyl polysilfenylen-siloxan, BPX5, 50 m lång, 0,32 mm interndiameter, 1 µm film tjocklek från SGE) programmerade från 50 °C (2 min) till 100 °C vid 4° C/min och till 280 °C (6 min) vid 18 °C/min.

För eten och propen gjordes kalibrering av detektorrespons genom att skapa kända halter i Tedlarpåsar utifrån rena gaser (från Air Liquide) av ämnena, vilkas späddes ut. Den kända atmosfären provtogs sedan på Carbosieve SIII-rör och utbyte och respons på FID- och MS-detektorerna beräknades. För 1,3-butadien användes en liknande metod, fast utifrån gasflaskor som innehöll utspädd gas. För bensen gjordes kalibrering av detektorrespons genom att standarder i eter tillverkades, vilka sedan injicerades i Tenaxrör och analyserades som de övriga proven.

Aldehyder: formaldehyd, acetaldehyd, och bensaldehyd

Aldehyderna provtogs genom så kallad kemisorption (kemisk reaktion) i ett reagensbelagt filter (SepPak Exposure, Waters), där 2,4-dinitrofenylhydrazin, förkortat DNF, reagerade med förekommande aldehyder och ketoner och bildade motsvarande hydrazoner.

Provgasen var filtrerad genom ett keramfilter i utjämnargavel innan den nådde adsorbenterna, se figurer 4 och 5 och kylades med hjälp av en 20 cm lång slang kopplad efter det uppvärmda keramfiltret (150 °C).

Alla prov togs som enkelprov och exponerades 10 minuter. Provtagningsflödet varierade mellan 60 mL/min och 100 mL/min, anpassat efter kvävedioxidhalten och utifrån resultat från förtest. Provtagningsvolymerna blev alltså mellan 0,6 L och 1,0 L. Efter provtagning sattes lock på varje provtagare som packades i aluminiumfolie och skickades till SP i Borås för analys. Provtagarna försvarades i frys tills de analyserades.

Analys av formaldehyd på DNF-provtagare är en ackrediterad SP-metod (metod SP2302). Provtagare extraherades med acetonitril. Den erhållna lösningen analyserades med en vätskekromatograf och addukter detekterades med UV. Identifiering skedde med hjälp av retentionstid och kvantiteten beräknades genom att toppens area i kromatogrammet jämfördes med en standardkurva. I och med att provtagning skedde i en miljö där kvävedioxid (NO₂) förekom, kunde 2,4-dinitrofenylazid (som i sin tur kan ge upphov till 2,4-dinitroklorbensen) bildas och interfereras med 2,4-dinitrofenylhydrazonen av formaldehyd. Därför valdes 365 nm som våglängden vid UV-detektion (2,4-dinitrofenylazid absorberar ljus vid 254, men inte vid 365 nm).

Analyserna utfördes på en vätskekromatograf bestående utav en Varian 9020 pump, en Varian 9050 UV/VIS-detektor och en Varian 9100 autosampler.

Som mobilfas användes acetonitril och vatten, som pumpades med 1 mL/min. Följande gradient användes: vatten/acetonitril med 70/30 som startsammansättning, vilken ändrades under 5 minuter till 30/70. Analystiden var inställd på 7 minuter, följt av 3 minuters ekvilibrerings tillbaka till 70/30.

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)

Förekommande PAH i avgaskanalen provtogs på en kommersiell provtagare packad med XAD-2 (OVS, art. Nr 226-30-16, SKC inc.). Provtagaren innehöll också ett glasfiberfilter på vilket partiklar (inklusive partikelbundna PAH) adsorberades. I och med att fördelning mellan partikelbundna PAH och gasformiga PAH var i hög grad temperaturberoende placerades en uppvärmd PAH-ampull omkring 20 cm från den ofiltrerad provuttagspunkten i utjämnargaveln, där temperatur uppskattades vara mindre än 100 °C vid provtagningen eftersom en del kondens noterades i ampullen. XAD är dock inte hydrofil.

Alla prov togs som enkelprov och exponerades 10 minuter. Provtagningsflödet var vanligtvis 1 400 mL/min. Provtagningsvolymen blev alltså 14 L. Efter provtagning sattes lock på alla provtagare, vilka packades i aluminiumfolie och skickades till SP i Borås för analys. Provtagarna försvarades i frys tills de analyserades.

Upparbetning inför analys av filter och XAD-2-adsorbent skedde i labbet var för sig och omfattade extraktion med 1 respektive 3 mL toluen innehållande sju internstandarder med kända halter: sju deuterade-PAH från deuterade naftalen (2 ringar) ändå upp till deuterade benso(ghi)perylene (6 ringar). Extraktet placerades i ett ultraljudsbad 30 minuter innan 1 mL överfördes till en analysvial i vilket en injektionsstandard tillsattes (deuterade metylnaftalen).

Analyserna utfördes på en Agilent gaskromatograf 6890N utrustad med en Agilent 5975 Inert XL-masspektrometer, vilken användes i så kallad "electron impact mode" under standardförhållande.

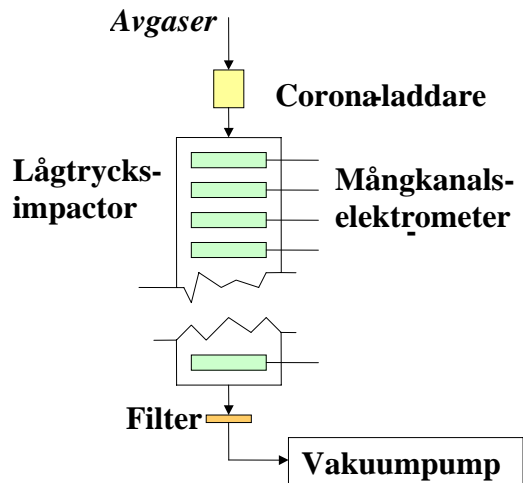
Ämnen ingående i provextrakten analyserades på en opolär kapillärkolonn (DB5MS, 5% fenyl polysilfenylen-siloxan, J&W, 25 m lång, 0,25 mm interndiameter, 0,25 µm fastjocklek) temperatur-programmerade från 100 °C (2 min) till 210 °C vid 8 °C/min och till 280 °C (2 min) vid 2 °C/min.

Halterna av aromatiska kolväten bestämdes med hjälp av "Selected-ion-monitoring" (SIM) för att nå högsta selektivitet och känslighet. EPA har prioriterat sexton aromatiska kolväten: naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, krysen, benso(a)antracen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren, indeno(1,2,3cd)pyren, benso(ghi)perylene, dibenso(ah)antracen. Dessa samt 1-metylnaftalen, 2-metylnaftalen, benso(j)fluoranten och benso(e)pyren identifierades genom deras retentionstid. Totalt analyserades tjugo aromatiska kolväten. Koncentrationsbestämningen var baserad på integrerad "ion abundance" för en karakteristisk jons masstal (m/z). Responsfaktor bestämdes med internstandard.

2.1.6 Partikelantal och storleksfördelning

Vid testerna med MK1 och Ecopar mättes partikelantal och partiklars storleksfördelning inom området 7 nm till 7 µm med en ELPI (elektrisk lågtrycksimpaktor) från Dekati Inc., Finland. En schematisk bild av instrumentet visas i figur 6. Avgasprov togs från spädtunnel, se figur 3 för principskiss, och vid de flesta tester späddes avgaserna ytterligare i en ejektorspädare. I ejektorspädaren blandades avgaserna med tryckluft, som först hade filtrerats, torkats och förvärmats. En värmare omkring ejektorspädaren höll temperaturen på samma nivå som i spädtunneln (ca 40° C) för att undvika kondensering.

De utspädda avgaserna drevs genom lågtrycksimpaktorn med hjälp av en vakuumpump. Först passerade de en laddare, där partiklarna laddades upp, och därefter passerade de igenom lågtrycksimpaktorn, som bestod av tolv elektriskt isolerade steg där partiklarna, beroende på storlek, samlades upp. Den elektriska ström som uppkommer på vart och ett av stegen på grund av partiklarnas laddning mättes i realtid av en känslig elektrometer och räknades om till partikelantal. Partikelstorlekarna mättes som aerodynamisk diameter. Det innebär att en partikel med godtycklig form och densitet har en aerodynamisk diameter som motsvarar diametern hos en sfär med densiteten 1 kg/dm³ och samma fallhastighet som den godtyckliga partikeln.



Figur 6. Schematisk bild av en ELPI.

2.2. Bränslen

I tabell 3 finns en sammanställning över analyser av de använda bränslena. MK1 och Ecopar levererades färdigblandade i fat om 200L. MK1 är ett konventionellt dieselbränsle med en renhållande tillsats, ACP diesel från Preem. Ecopar är ett syntetiskt dieselbränsle vilket levererades från Oroboros, senare Ecopar.

Tabell 3. Bränsleegenskaper

Ämne	Enhet	Metod	MK1	Ecopar
Kol	%-mass	ASTM D 5291	86,2	84,8
Väte	%-mass	ASTM D 5291	14,6	14,9
Syre	%-mass	ASTM D 5291	<0,1	0,2 ^a
Kväve	%o-mass	ASTM D 4629	21	<1
Svavel	%o-mass	ASTM D 5453	<5	<5
Kolrest	%-mass	ISO 10370	<0,1	<0,1
Askhalt	%-mass	ISO 6245	<0,001	<0,001
Cetannummer	-	ISO 5156	56,2	52,1
Mono aromater	%-mass	SS-EN 12916	6,1	<0,1
Di aromater	%-mass	SS-EN 12916	0,2	<0,1
Tri aromater	%-mass	SS-EN 12916	<0,1	<0,1
Polyaromater	%-mass	SS-EN 12916	0,2	<0,1
Total aromat	%-mass	SS-EN 12916	6,3	<0,1
Parafin	% V/V	ASTM D 1319	94,8	96,9
Olefin	% V/V	ASTM D 1319	1,3	2,3
Effektivt värmevärde	MJ/kg	ASTM D 240	43,7	44,2
Densitet vid 15 °C	kg/m ³	ISO 12185	813	798
Flampunkt	°C	SS-ISO 2719	68,5	97,5
Viskositet	mm ² /s	ISO 3104	1,91	2,83

^a Felmarginalen i analysmetoderna angavs till 0,2 %-mass, vilket betyder att det sannolik inte förekom något syre.

För att i möjligaste mån försöka försäkra sig om att man byter till nytt bränsle och minimerar mängden av det föregående bränslet har följande rutin använts:

1. Töm vågkärl
2. Töm vågkärllets påfyllning från fat
3. Töm värmeväxlare
4. Led returslang från motor till spill dunk
5. Byt till fat med nytt bränsle
6. Montera rätt pump från fat (varje bränsle har haft en egen pump)
7. Fyll nytt bränsle i vågkärl
8. Starta motor och kör ut 4 L till spill dunk
9. Byt bränsle filter, lufta och kör ur ytterligare 4L liter till spill dunk
10. Anslut returslang till värmeväxlare
11. Klart för oljebyte

Vid varje bränslebyte har även olja och oljefilter bytts enligt följande rutin:

1. Tappa ur motorolja (varmkörd motor)
2. Byt oljefilter
3. Fyll ny olja
4. Kontrollera åtdragning på filter och oljeplugg
5. Kör motorn 15-20 minuter med 30 % belastning.
6. Tappa ut olja och byt filter igen
7. Fyll ny olja

8. Kontrollera åtdragning på filter och oljeplugg
9. Oljebyte klart

Oljebyte har inte gjorts inför körningar av kontrollpunkter om nästa bränsle har varit annat än MK1.

2.3. Motor

Motorn som användes var en Volvo D7D LBE2 med styrbox (ECU) D7D LBE2. Motorn var en 6-cylindrig, överladdad, fyrtaktsdiesel med laddluftkylning, 12 ventiler och 7,15 liters slagvolym. Motorn satt normalt i en lastmaskin, Volvo L110

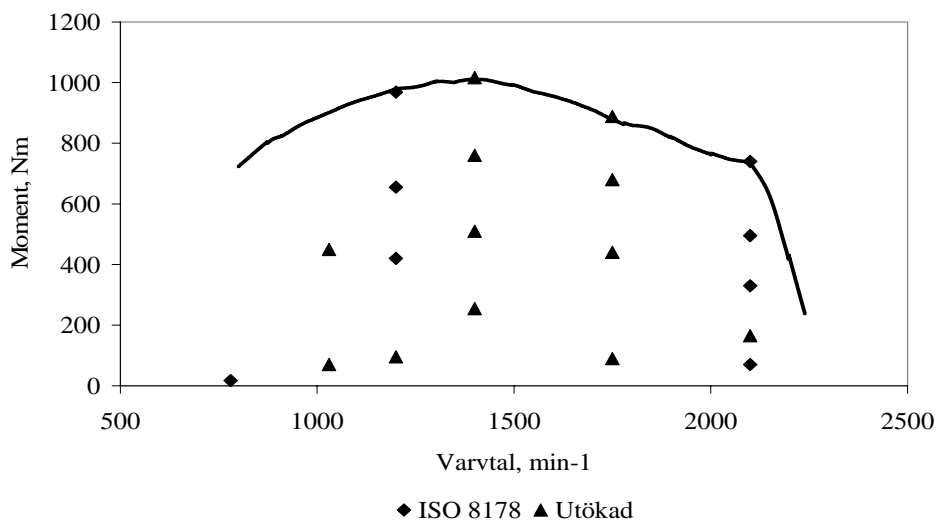
Bränslesystemet hade ett matartryck efter bränslefiltret på 0,28 MPa och ett bränsleflöde på 600 L/h vid 1500 min⁻¹. Insprutningspumpen är av enhetspump-typ (Bosch PF33) och öppningstrycket för spridarna var 275 bar.

2.1. Testcykler

I anslutning till projektet utvecklades ett flertal testcykler som upprepades i SMP:s motorlaboratorium i Umeå. Testcyklerna var av både statisk och transient karaktär, d.v.s. med över tiden varierande varvtal och belastande moment. Den statiska testcykeln bestod av 20 individuella belastningspunkter, medan de transienta testcyklerna bestod av både inspelade belastningsmönster och helt fiktiva belastningsmönster.

2.1.1 Statisk testcykel

Den statiska testcykeln var baserad på den internationella testcykeln ISO 8178 C1 (ISO, 1996) och utökad med ytterligare 12 belastningspunkter. Totalt bestod testcykeln av 20 belastningspunkter jämt fördelade över motorns hela arbetsområde, se figur 7.



Figur 7. Statisk testcykel baserad på 8 belastningspunkter från ISO 8178 C1 samt utökad med ytterligare 12 belastningspunkter

Samtliga emissionskomponenter samt bränsleförbrukning mättes individuellt i alla 20 belastningspunkter. I tabell 4 anges absoluta varvtals och momentnivåer för de 20 belastningspunkterna.

Tabell 4. Varvtal och moment nivåer enligt den statistiska testcykeln

Belastningspunkt	Varvtal min ⁻¹	Moment Nm
Punkt 1	2100	650 ^a
Punkt 2	2100	490
Punkt 3	2100	330
Punkt 4	2100	165
Punkt 5	2100	65
Punkt 6	1750	890 ^a
Punkt 7	1750	680
Punkt 8	1750	440
Punkt 9	1750	90
Punkt 10	1400	1016 ^a
Punkt 11	1400	760
Punkt 12	1400	510
Punkt 13	1400	255
Punkt 14	1200	935 ^a
Punkt 15	1200	655
Punkt 16	1200	420
Punkt 17	1200	95
Punkt 18	1030	450
Punkt 19	1030	70
Punkt 20	780	30 ^b

^a Maximalt moment vid aktuellt varvtal, kan variera beroende av t.ex. bränsleegenskaper och omgivningsförhållanden

^b Tomgångsbelastning, i regel överförs alltid ett mindre moment

Förutom att registrera bränsleförbrukning och emissionsmängder individuellt för samtliga belastningspunkter nyttjades även en belastningspunkt, punkt 7, som referenspunkt. Mätning av bränsleförbrukning och emissionsmängder vid referenspunkten genomfördes regelmässigt före och efter varje mätsekvens, i regel minst två gånger per dag. Resultaten från dessa mätningar behandlades med enklare statistiska modeller för att erhålla information rörande variation och mätosäkerhet. Bland annat beräknades ett 95 % konfidensintervall enligt:

$$\bar{x} \pm t \frac{s}{\sqrt{n}}$$

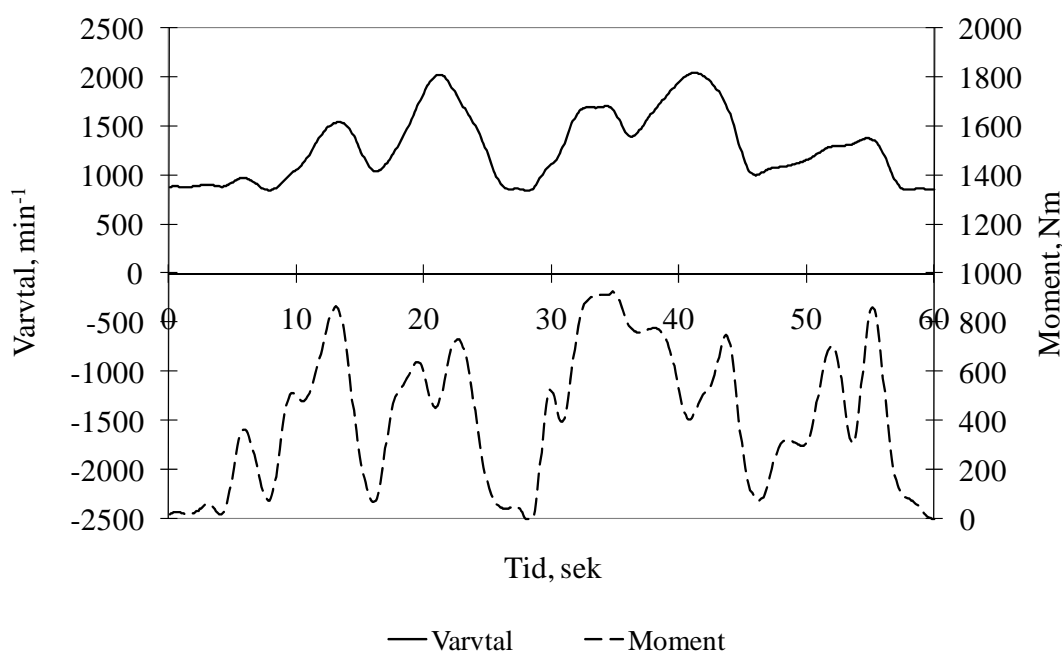
där x var medelvärdet, t var en konstant beräknade utifrån student's T-fördelning (vars värde var en funktion av antalet mätpunkter), s var standardavvikelsen och n antalet oberoende mätpunkter. Dessutom genomfördes en mätning av referenspunkten med referensbränslet mellan varje bränsle som ingick i projektet.

2.1.2 Inspelade arbetsoperationer

För att i laboratoriemiljö kunna återskapa de situationer och arbeten som motorer i arbetsmaskiner utsätts för användes inspelade belastningsmönster, beskrivande verkliga motorbelastningar vid arbete med arbetsmaskiner från tidigare emissionsrelaterade projekt som forskargruppen utfört (EMMA). Dessa belastningsmönster beskrev tidserier av kombinationer av varvtal och belastande moment för en rad typiska användningsområden med vanligt förekommande arbetsmaskiner. Totalt användes fem olika typbelastningar med både varierande totalbelastning och innehåll av transienta belastningar. De aktuella arbetena var:

1. frontlastararbete med lantbrukstraktor, lastning av grus från en hög till en annan, med (mycket) låg medelbelastning,
2. upprepade accelerationsförlopp, med tung trailer kopplad till lantbrukstraktor, från stillastående till ca 35 km/h vilket i stort sett krävde maximalt uttag av motormoment vid samtliga varvtal, förhållandevis stora variationer i varvtal i princip från tomgång till maxvarv,
3. transportarbete i terräng med dumper, relativt moderata transienter och medelbelastning,
4. lastarbete vid sorteringsverk med hjullastare, kraftiga varvtals och belastningsförändringar,
5. enklare markarbete med hjulgrävmaskin, i princip konstant varvtal och mindre förändringar i belastande moment.

Inspelad arbetsoperation 5 användes även som referens för att kompensera för nollpunktsdrift och andra systematiska felkällor, eftersom detta var en arbetsoperation med mycket begränsade laständringar, vilka antogs ge ett försumbart bidrag till eventuella transienta effekter. Samtliga inspelade belastningsmönster normaliserades och denormaliserades för att möjliggöra överföring från en motorindivid till en annan. I figur 8 redovisas varvtal och belastande moment för lastarbete med hjullastare anpassat för den i projektet aktuella D7D-motorn.

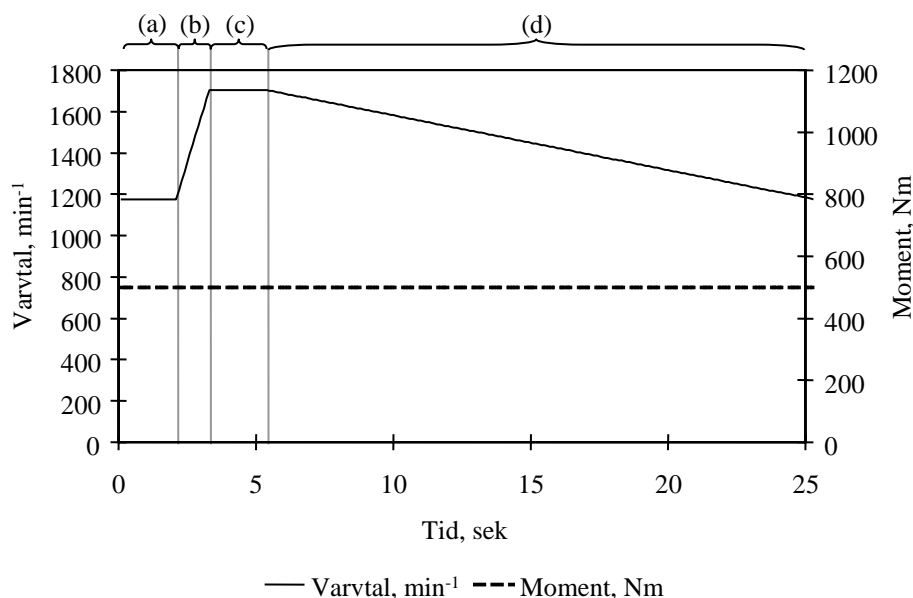


Figur 8. Variationer i varvtal och belastande moment enligt belastningsmönster nr 4, anpassat till motor D7D

2.1.3 Fiktiva belastningsmönster

Förutom de statiska belastningarna och inspelade belastningsmönster användes specialutvecklade belastningsmönster anpassade för att studera inverkan av specifika belastningsändringar så som ökning eller minskning i varvtal. Ett av syftena med dessa fiktiva belastningsmönster var att kunna studera effekten av transienter i varvtal och belastande moment oberoende av varandra.

I figur 9 visas ett exempel över en positiv transient belastning i varvtal, ett accelerationsförlopp.



Figur 9. Exempel på fiktivt belastningsmönster för positiv transient i varvtal

För den belastningscykel som finns beskriven i figur 6 var motorns moment låst till ett fixt värde, 500 Nm, under hela cykeln, medan varvtalet förändrades linjärt i olika etapper. Sektion (b) i figur 9 beskriver en positiv transient i varvtal, d.v.s. ett accelerationsförlopp under konstant moment, medan sektion (d) beskriver motsvarande negativa transient i varvtal, en varvtalssänkning eller deceleration.

Detta belastningsmönster användes för att studera effekterna av en positiv transient i varvtal d.v.s. en varvtalsökning, på bränsleförbrukning och emissionsbildning. Anledningen till att cykeln även innefattade en negativ transient eller minskning i varvtal var att det därmed gick att skapa ett cykliskt förlopp där den sista kombinationen av varvtal och moment motsvarade den första kombinationen av varvtal och moment i cykeln. Utöver dessa sektioner ingick även två sektioner med konstant varvtal, sektion (a) och sektion (c), mellan varje förändring i varvtal för att öka kontrollen och minimera diverse reglertekniska bieffekter så som "overshoot" när belastningsmönstret repeteras i bromsbänk.

I sektion (a) och sektion (c) hölls samtliga variabler, varvtal och moment, på en fix nivå under två sekunder oberoende av vilken typ av transient belastning som studerades. Förändringshastigheten i sektion (b), d.v.s. hur snabbt varvtalet förändrades från nivån i sektion (a) till nivån i sektion (c), varierade mellan 2, 10, 20 och 30 %s⁻¹ medan förändringshastigheten i sektion (d) hölls på en konstant nivå av -

2 %s⁻¹ under studier av positiva transienter i varvtal. Förändringshastigheten beräknades som normaliserad förändring i varvtal respektive moment per sekund i enlighet med ekvation 1 och 2

$$dn = \frac{n_i - n_{i-1}}{n_{rated} - n_0} \left/ (t_i - t_{i-1}) \right. \times 100 \quad \text{Ekv. 1}$$

$$d\tau = \frac{\tau_i - \tau_{i-1}}{\tau_{max}} \left/ (t_i - t_{i-1}) \right. \times 100, \quad \text{Ekv. 2}$$

där dn och $d\tau$ är förändringshastigheten i varvtal respektive moment i %s⁻¹, n är varvtalet i min⁻¹ (där subindexen i , $i-1$, $rated$ och 0 representerar nuvarande varvtal, föregående varvtal, varvtal vid motorns märkeffekt respektive motorns låga tomgångsvarvtal), τ är moment i Nm (där subindex max representerar motorns maximala moment vid aktuellt varvtal) och t är tid i sekunder där samma subindex som för förändringshastigheten används.

Studier av negativa transienter genomfördes enligt samma metodik som användes för de positiva transienterna med skillnaden att förändringshastigheterna i sektion (b) och (d) var de omvända. Förändringshastigheten i sektion (b) hölls på en konstant nivå av 2 %s⁻¹ medan förändringshastigheten i sektion (d) varierade mellan -2, -10, -20 och -30 %s⁻¹. Effekterna av transienter i moment på bränsleförbrukning och emissionsbildning studerades enligt samma upplägg som transienter i varvtal, d.v.s. variationer i moment under konstant varvtal.

Totalt utvecklades fyra olika kategorier av fiktiva belastningsmönster för att studera effekterna av transienter i varvtal och moment oberoende av varandra. Dessa var:

1. Ökning i varvtal från 30 till 70 % av varvtalet vid märkeffekt för två olika konstanta nivåer på moment. För den aktuella D7D motorn motsvarade detta en ökning i varvtal från ca 1 200 min⁻¹ till 1 700 min⁻¹ vid 250 och 500 Nm.
2. Minskning i varvtal från 70 till 30 % av varvtalet vid märkeffekt för två olika konstanta nivåer på moment. För den aktuella D7D motorn motsvarade detta en minskning i varvtal från ca 1 700 min⁻¹ till 1 200 min⁻¹ vid 250 och 500 Nm.
3. Ökning i moment från 30 till 70 % av maximalt tillgängligt moment vid aktuellt varvtal. Två olika konstanta nivåer på varvtal studerades, 1 400 min⁻¹ samt 1 800 min⁻¹. För den aktuella D7D motorn innebar detta en ökning av momentet från ca 300 Nm till 700 Nm vid 1 400 min⁻¹ samt från 270 Nm till 635 Nm vid 1 800 min⁻¹.
4. Minskning i moment från 70 till 30 % av maximalt tillgängligt moment vid aktuellt varvtal. Samma varvtalsnivåer som vid punkt (3) användes.

Totalt utvecklades 28 individuella fiktiva belastningscykler. För samtliga fyra kategorier av fiktiva belastningsmönster ovan fanns två belastningsmönster med

samma absoluta förändringshastighet, $2 \%s^{-1}$, för både den positiva och negativa transienten. En förändringshastighet av $2 \%s^{-1}$ ansågs vara så pass långsam att motorn i princip skulle förbruka samma mängd bränsle och generera samma nivå av emissioner som under statiska förhållanden. För den aktuella motorn innebar en förändringshastighet av $2 \%s^{-1}$ att t.ex. varvtalet ökade från $1\ 200\ \text{min}^{-1}$ till $1\ 700\ \text{min}^{-1}$ på 20 sekunder.

Dessa cykler användes för att kompensera för t.ex. nollpunktsdrift och andra systematiska fel. Barsic (1984) har visat att variationen mellan kontrollmätningar för tunga dieselmotorer inom ett och samma motorlaboratorium kan vara betydande trots att åtgärder har vidtagits för att minimera variationer i omgivningsförhållanden.

2.2. Dataanalys

Varje statisk belastningspunkt och transient belastningsmönster upprepades i motordynamometer under ca 15 minuter för att temperaturer, bränsleförbrukning och emissionsbildning skulle stabiliseras. Därefter registrerades bland annat genomsnittlig bränsleförbrukning och emissionsnivå under minst fem minuter. Totalt registrerades 30 parametrar, varav 1/3 var emissionskomponenter. Övriga mätsignaler berörde främst omgivningsfaktorer och motorövervakning, så som tryck och temperaturer. Samtliga komponenter registrerades med en frekvens på 1 Hz, förutom moment- och varvtalssignalerna, som registrerades med 5 Hz under stabiliseringsförloppet.

Registrerade koncentrationer av analyserade emissionskomponenter räknades om till massa per timme, i.e. gram per timme (gh^{-1}), via beräknat avgasflöde enligt proceduren beskriven i "ISO 8178 Reciprocating internal combustion engines – Exhaust emission measurement" (ISO, 1996). Baserat på befintlig teknologi i motorlaboratoriet och registrerade mätsignaler valdes kolbalansmetoden som mest tillförlitlig för att beräkna avgasflöde. Vidare viktades resultaten från de 20 individuella belastningspunkterna samman till ett genomsnittligt bränsleförbruknings- eller emissionsvärde i g kWh^{-1} enligt viktningförfarandet beskrivet i ISO 8178 C1 standarden (ISO, 1996). Dessutom genomfördes en medelvärdesberäkning där samtliga 20 belastningspunkter värderades lika högt.

2.2.1 Semi-statisk emissionsberäkning

Baserat på uppmätt bränsleförbrukning och emissionsnivåer för de 20 statiska belastningspunkterna beräknades, teoretiska, statiska nivåer för samtliga tänkbara heltalskombinationer av varvtal och belastande moment inom motorns arbetsområde med hjälp av bilinjär interpolation. Antalet belastningspunkter var av tids- och kostnadsskäl begränsade till 20 st. Fler punkter hade resulterat i en säkrare bedömning, dock är effekten troligtvis relativt begränsad då fördelningen av de 20 belastningspunkterna var anpassad till övriga studerade belastningsmönster.

Utifrån dessa matriser över bränsleförbrukning och emissioner under statiska förhållanden kunde momentana värden hämtas för valfri kombination av varvtal och moment inom motorns arbetsområde. Genom att avläsa statiska värden från matriserna för inspelade tidserier av varvtal och moment erhöles motsvarande tidserier över bränsleförbrukning och emissioner under statiska förhållanden d.v.s. som om inga transienta effekter fanns.

2.2.2 Transienta effekter

Effekterna av transienter i motorns varvtal och moment på bränsleförbrukning och emissionsbildning beräknades genom att jämföra uppmätt nivåer med semi-statiskt beräknad nivå. Analysen utfördes enligt följande:

1. registrering av varvtal, moment, bränsleförbrukning och emissionsdata från 20 statistiska belastningspunkter,
2. beräkning av matriser över bränsleförbrukning och emissioner genom bilinjär interpolation av de i (1) registrerade data för samtliga heltalskombinationer av varvtal och moment inom motorns arbetsområde,
3. registrering av varvtal, moment, bränsleförbrukning och emissioner vid fiktiva belastningsmönster,
4. kalibrering av nollpunktsförskjutning av bränsleförbruknings- och emissionsmatriserna i (2) till de vid (3) rådande förhållandena genom registrerad bränsleförbrukning och emissionsnivå för speciella kalibreringsmätningar d.v.s. fiktiva belastningsmönster med maximal förändringshastighet av $\pm 2 \% s^{-1}$,
5. beräkning av bränsleförbrukning och emissioner som om de transienta effekterna vore obefintliga genom semi-statisk emissionsberäkning av de i (3) registrerade varvtals och momentsignalerna och bränsleförbruknings- och emissionsmatriserna från (4), och
6. beräkning av effekter av transienter i varvtal och moment på bränsleförbrukning och emissioner, x i $g g^{-1}$ vid statistiska förhållanden enligt:

$$x = \left(\frac{E_M - E_C}{E_C} \right) \left(\frac{t_{cykel}}{t_{transient}} \right) + 1, \quad \text{Ekv. 3}$$

där E_M är registrerad transient bränsleförbrukning och emissionsmängd från (3) i $g \text{ cykel}^{-1}$, E_C är beräknad semi-statisk bränsleförbrukning och emissionsmängd från (5) i $g \text{ cykel}^{-1}$, t_{cykel} är total längd på belastningsmönstret i sekunder och $t_{transient}$ är längd på det studerade transienta förloppet, sektion (b) respektive sektion (d) i figur 6 för positiva respektive negativa transienter, i sekunder.

Skillnaden mellan uppmätt och med semi-statiska metoden beräknad bränsleförbrukning och emissionsmängd antogs vara helt orsakad av det studerade transienta förloppet, därav tidskvoten i ekvationen ovan. Vid en förändringshastighet av $\pm 2 \% s^{-1}$ eller mindre, *i.e.* vid statistiska förhållanden, antogs skillnaden mellan uppmätt och beräknad bränsleförbrukning och emissionsmängd vara noll, vilket resulterade i att kvoten i ekvation 3 blev ett.

För inspelade arbetsoperationerna genomfördes samma beräkningar som för fiktiva belastningsmönster med undantag för punkt (6) ovan. Dessutom användes inspelade arbetsoperation nummer 5, en förhållandevis statisk arbetsoperation med endast mindre förändringar i moment och i princip inga förändringar i varvtal, som

kalibrering av nollpunktsförskjutning etc. i likhet med punkt (4) ovan. Transienta effekter vid inspelade arbetsoperationer beräknades som relativ skillnad mellan beräknad semi-statisk bränsleförbrukning och emissionsmängd och motsvarande uppmätt mängd. Vidare redovisades även absolut bränsleförbrukning och emissionsmängd i g h^{-1} för varje inspelad arbetsoperation.

3. Resultat och diskussion organiska föreningar

3.1. Referenspunktsmätning

För samtliga i projektet ingående bränslen genomfördes referenspunktsmätningar vid ett specifikt lastfall, $1\ 750\ \text{min}^{-1}$ och $680\ \text{Nm}$. Vid dessa referenspunktsmätningar registrerades samma variabler som vid övriga mätpunkter. För varje bränsle genomfördes upp till 13 individuella mätningar. Då dessa referenspunktsmätningar endast var baserade på en specifik belastningspunkt kan de inte nyttjas för att bedöma eventuella skillnader mellan bränslena utan endast för att beräkna variation och repeterbarhet i hela mätsystemet inklusive motordynamometer, bränsle och beräkningsmetod.

I tabell 5 redovisas uppmätt genomsnittlig emissionsnivå samt 95 procentigt konfidensintervall för samtliga studerade emissionskomponenter för referensbränslet MK1. I samma tabell visas antalet mätvärden vilket analysen baseras på. Antalet mätvärden kom att skilja sig mellan de olika analyserna inom samma bränsle bland annat genom att vissa prover kontaminerades, vilket resulterade i felaktiga värden. Motsvarande data för Ecopar redovisas i tabell 6.

Tabell 5. Genomsnittliga emissionsnivåer samt konfidensintervall för referensbränslet MK1 uppmätt vid referenspunkten

Ämne	Analys metod	Medelvärde mg kWh ⁻¹	Variation %	Antal mätvärden
Eten	CSIII	4,32	16	9
Propen	CSIII	1,06	30	9
Butadien	CSIII	- ^a	- ^b	
Bensen	Tenax	0,89	5,2	9
Naftalen	Tenax	0,15	12	9
Naftalen	XAD-2	0,13	3,6	9
Naftalen	Filter	0,01	48	9
1-metyl naftalen	Tenax	0,16	14	9
1-metyl naftalen	XAD-2	0,20	8,2	9
1-metyl naftalen	Filter	0,02	62	9
2-metyl naftalen	Tenax	0,09	13	9
2-metyl naftalen	XAD-2	0,08	7,7	9
2-metyl naftalen	Filter	0,008	51	9
PAH	Filter/XAD-2	- ^c	- ^b	
Formaldehyd	Tenax	2,90	41	10
Acetaldehyd	CSIII	3,77	36	10
Bensaldehyd	CSIII	0,55	27	6

^a Mindre än 5 µg m⁻³

^b Mätvärden saknas, teoretisk mätosäkerhet uppskattas till 20 % baserat på analysförfarande samt provtagningsvolym

^c Mindre än 0,5 µg m⁻³

Tabell 6. Genomsnittliga emissionsnivåer samt konfidensintervall för Ecopar

Ämne	Analys metod	Medelvärde ng kWh ⁻¹	Variation %	Antal mätvärden
Eten	CSIII	4,44	17	7
Propen	CSIII	2,00	34	7
Butadien	CSIII	- ^a	- ^b	
Bensen	Tenax	0,56	11	9
Naftalen	Tenax	0,024	16	9
Naftalen	XAD-2	- ^a	- ^b	
Naftalen	Filter	- ^a	- ^b	
1-metyl naftalen	Tenax	0,006	33	9
1-metyl naftalen	XAD-2	- ^c	- ^b	
1-metyl naftalen	Filter	- ^c	- ^b	
2-metyl naftalen	Tenax	0,005	17	9
2-metyl naftalen	XAD-2	- ^c	- ^b	
2-metyl naftalen	Filter	- ^c	- ^b	
PAH	Filter/XAD-2	- ^c	- ^b	
Formaldehyd	Tenax	5,29	39	5
Acetaldehyd	CSIII	7,17	51	5
Bensaldehyd	CSIII	0,41	64	5

^a Mindre än 5 µg m⁻¹

^b Mätvärden saknas, teoretisk mätosäkerhet uppskattas till 20 % baserat på analysförfarande samt provtagningsvolym

^c Ej analyserat

I de fall analysen baserades på mindre än 3 oberoende observationer antogs en teoretisk variation på 20 %. I princip omfattar denna variation en uppskattad mätosäkerhet för själva analysen på omkring 15 % samt en osäkerhet i provtagningsvolym på omkring 10 %, vilket resulterade i en total relativ mätosäkerhet på omkring 20%. I denna mätosäkerhet ingick inte den naturliga variationen mellan de olika mättillfällena t.ex. beroende av varierande omgivningsförhållanden.

För Tenax-proven uppskattas mätosäkerheten för provtagningsvolymen på omkring 10 %, till vilken man får tillägga mätosäkerheten på själva analysen på 15 %. Totalt blir det alltså omkring 18 % (rel.). Den totala mätosäkerheten för PAH på XAD-2 var uppskattad till 20% (rel.) Detta gäller även osäkerheten för Carbosieve-proven (eten etc).

När det gäller halt av formaldehyd, acetaldehyd och bensaldehyd visade resultaten för referenspunkterna en stor standardavvikelse. En stor spridning konstaterades också när resultat från upprepning jämfördes med resultat för första testet för de flesta statistiska och dynamiska punkter.

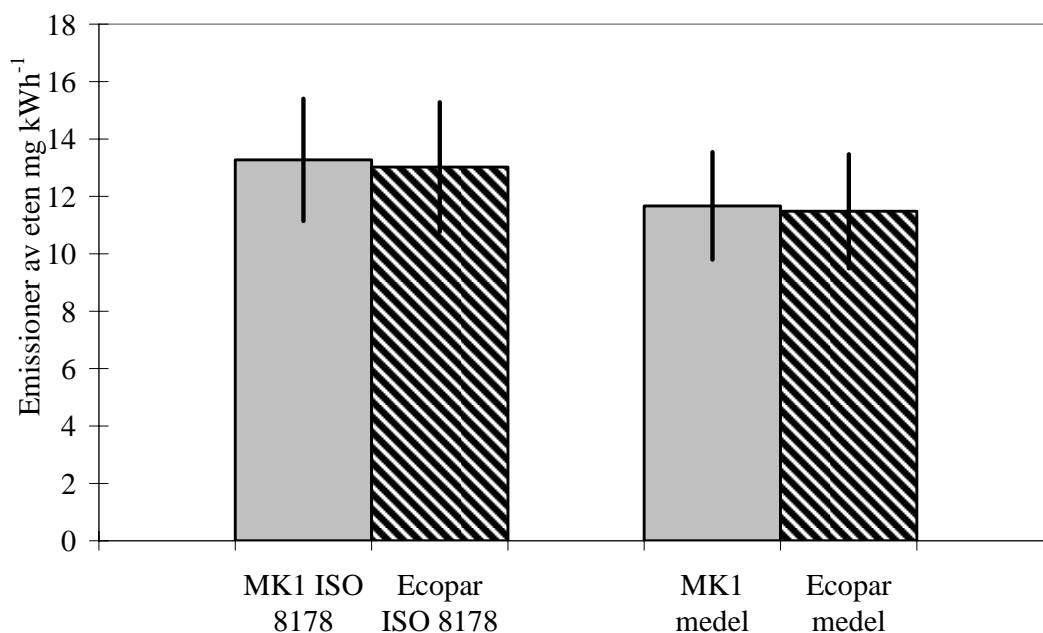
Kromatogrammen från mätkampanjen presenterade ingenting anmärkningsvärt. En del reagens fanns kvar. Det bevisar att all reagens inte förbrukades i en annan reaktion, till exempel med NO_x, som är känd för att orsaka interferens. Den linjära kurvan mellan halt och LC-area presenterade en bra och reproducerbart lutning och R²-värdet var minst 0,99. Detta stärker att ingenting onormalt hände under själva analysen.

De i tabell 5 och 6 angivna relativa variationerna användes för att säkerställa eventuella signifikanta skillnader mellan de studerade bränslena för nedan redovisade statistiska och transienta mätningar.

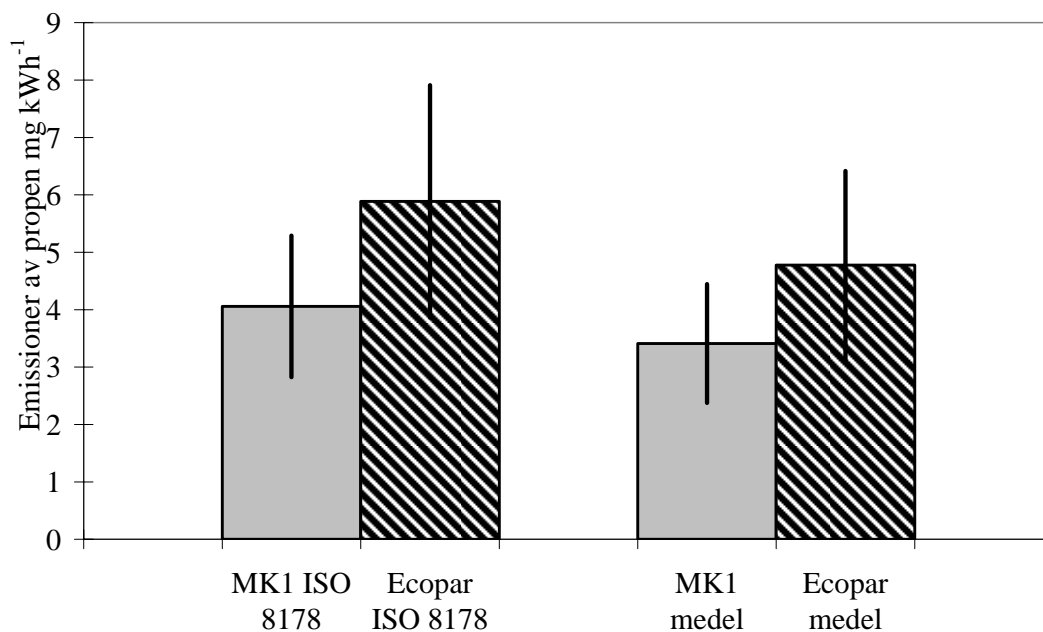
3.2. Statiska mätningar

De statistiska mätpunkterna viktades samman till ett värde per bränsle och emissionskomponent enligt den princip som finns beskriven i ISO 8178 C1 (ISO, 1997). Enligt viktningsprincipen C1 viktas punkterna 1, 2, 3, och 20 i den 20 belastningspunkter stora statistiska testcykeln beskriven ovan med 15 % per punkt, medan punkterna 5, 14, 15 och 16 viktas med 10 % per punkt, övriga mätdata inkluderas inte alls.

För att inkludera övriga punkter i jämförelsen redovisas även ett medelvärde för samtliga 20 uppmätta belastningspunkter. Dessutom användes det 95 procentiga konfidensintervallet som beräknades för referenspunkterna som ett relativt mått för att avgöra om det förekom någon signifikant skillnad mellan de studerade bränslena eller ej.



Figur 10. Genomsnittliga emissioner av eten i mg kWh⁻¹ viktat enligt ISO 8178 C1 samt som aritmetiskt medelvärde

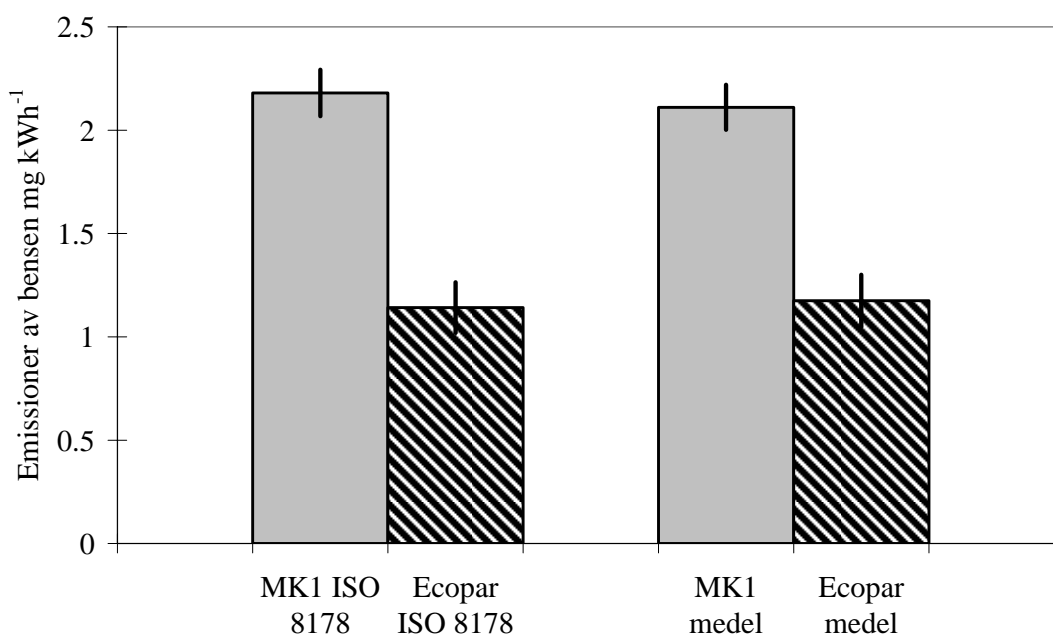


Figur 11. Genomsnittliga emissioner av propen i mg kWh⁻¹ viktat enligt ISO 8178 C1 samt som aritmetiskt medelvärde

För eten indikerar resultaten ingen skillnad i emissioner mellan referensbränslet och Ecopar enligt ISO 8178, figur 10. Även vid jämförelse av det aritmetiska medelvärdet var skillnaderna mellan bränslena i stort sett obefintlig. Vidare resulterade mätningarna av eten för de statistiska belastningspunkterna 1, 6 och 10 i en koncentrationsnivå som översteg mätintervallet för den tillämpade metoden, CSIII.

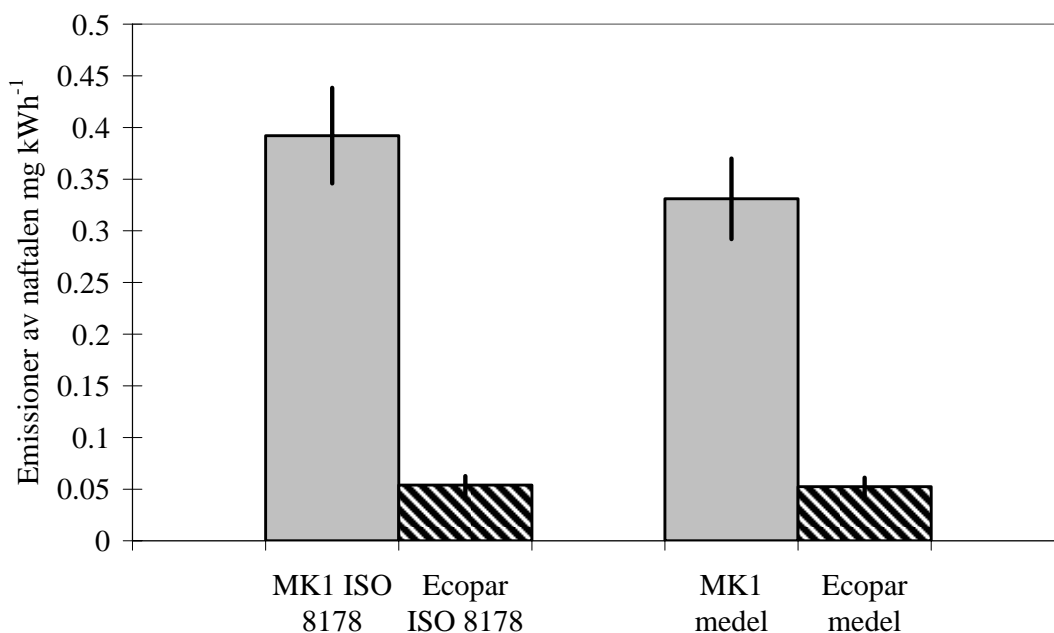
Koncentrationen i dessa belastningspunkter översteg $4\ 000\ \mu\text{g m}^{-3}$ för både MK1 och Ecopar.

I figur 11 redovisas resultaten från analyserna av emissioner av propen i mg kWh^{-1} från referensbränslet MK1 och Ecopar. Både viktning enligt ISO 8178 och medelvärde av samtliga belastningspunkter indikerade i en lägre emissionsnivå från MK1 jämfört med Ecopar. Inga signifikanta skillnader mellan bränslena kunde dock bestämmas. Variationen i resultaten mellan de individuella mätningarna var förhållandevis stor för båda bränslena, 30 respektive 34 % för MK1 och Ecopar vilket var i paritet med skillnaderna mellan bränslena.



Figur 12. Genomsnittliga emissioner av bensen i mg kWh^{-1} viktat enligt ISO 8178 C1 samt som aritmetiskt medelvärde

I figur 12 redovisas specifika emissioner av bensen i mg kWh^{-1} för referensbränslet MK1 och Ecopar. Både viktning enligt ISO 8178 C1 och det aritmetiska medelvärdet visar att emissionerna av bensen från MK1 var dubbelt så höga som motsvarande emissioner från Ecopar, drygt 2 respektive 1 mg kWh^{-1} . Skillnaderna mellan bränslena var signifikant säkerställd.

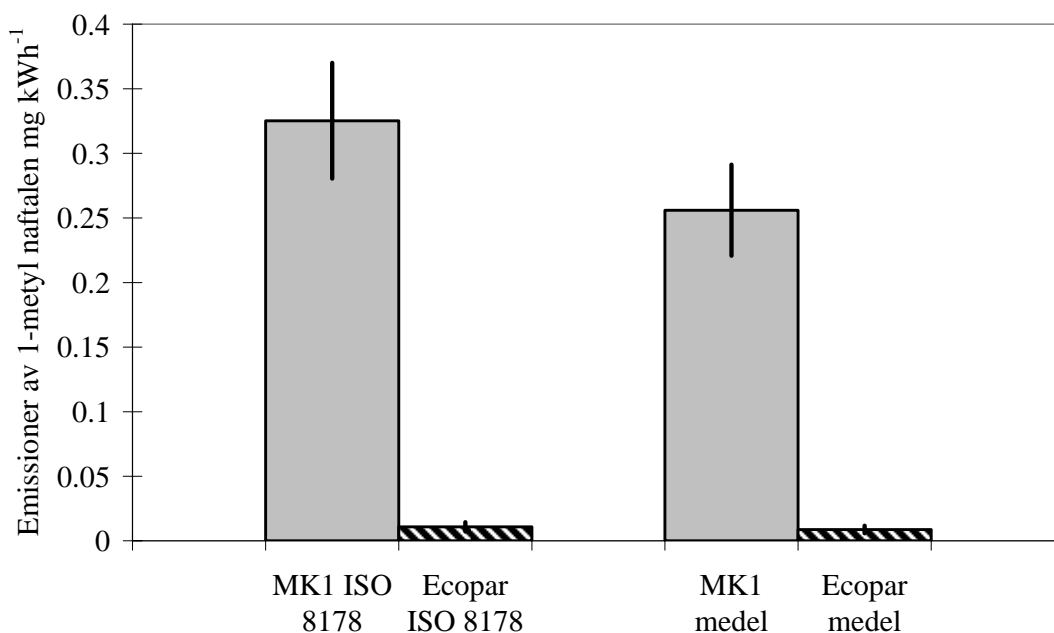


Figur 13. Genomsnittliga emissioner av naftalen i mg kWh⁻¹ viktat enligt ISO 8178 C1 samt som aritmetiskt medelvärde

För emissioner av naftalen i mg kWh⁻¹ uppvisade resultaten kraftiga skillnader mellan bränslena. Emissionsnivån från Ecopar viktat enligt ISO 8178 motsvarade endast omkring 1/7 av motsvarande nivå för referensbränslet MK1 vilket visas i figur 13. Även viktning enligt det aritmetiska medelvärdet av samtliga 20 statiska belastningspunkter indikerade på liknande skillnader mellan bränslena. Endast resultaten från mätningarna från Tenaxproven redovisades i figur 13, dock visade mätningarna från XAD-2 proven på liknande resultat.

Provtagning av VOC gjordes med Tenax-adsorbent, bland annat för bensen. Adsorbenten adsorberade dock även lättare (gasformiga) aromatiska kolväten, vilka var de enda som kunde påvisas i XAD-2. Därför kan anses att dessa Tenax-resultaten avseende lätta aromatiska kolväten också är "giltiga". I Tenaxfallet passerar gasen först ett uppvärmt keramfilter (180 °C) i utjämnarväggen. Den höga temperaturen gjorde att de lätta aromatiska kolvätena inte fastnade utan gick vidare i gasfas till Tenaxadsorbenten via den uppvärmda slangen.

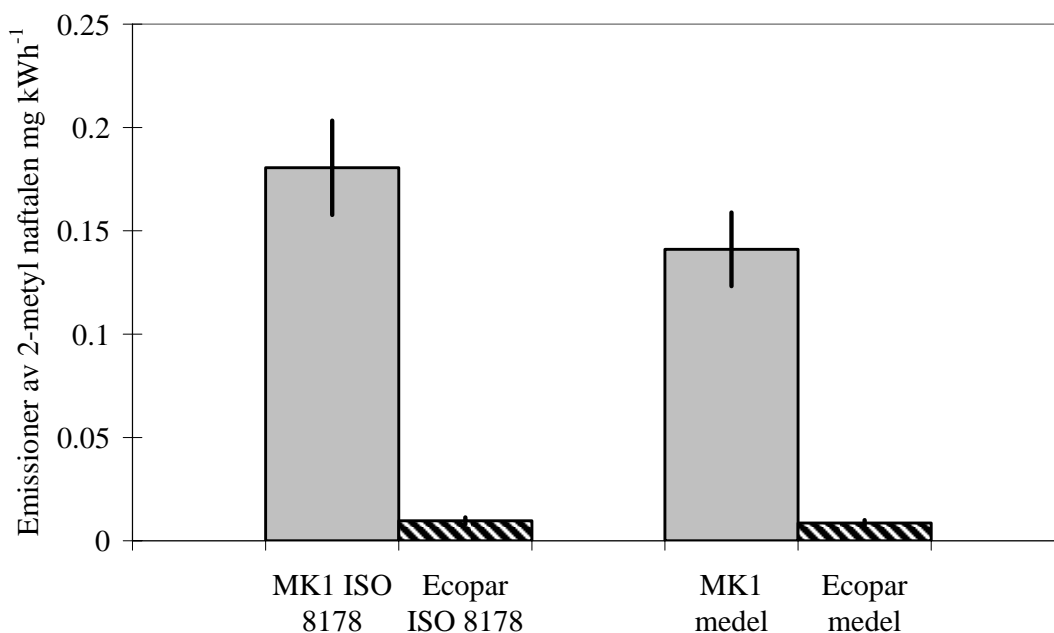
Resultaten från mätningarna med XAD-2 adsorbenten uppvisade i de flesta fall en betydligt mindre variation än vad motsvarande resultat med Tenax-adsorbenten gjorde. Dock förekom en rad mät- och analystekniska problem med XAD ampullerna, vilket resulterade i ett bristfälligt dataunderlag; speciellt för analyser av emissioner under transienta belastningar. Provtagning med Tenax gav överlag ett bättre underlag och används därför generellt genom hela rapporten.



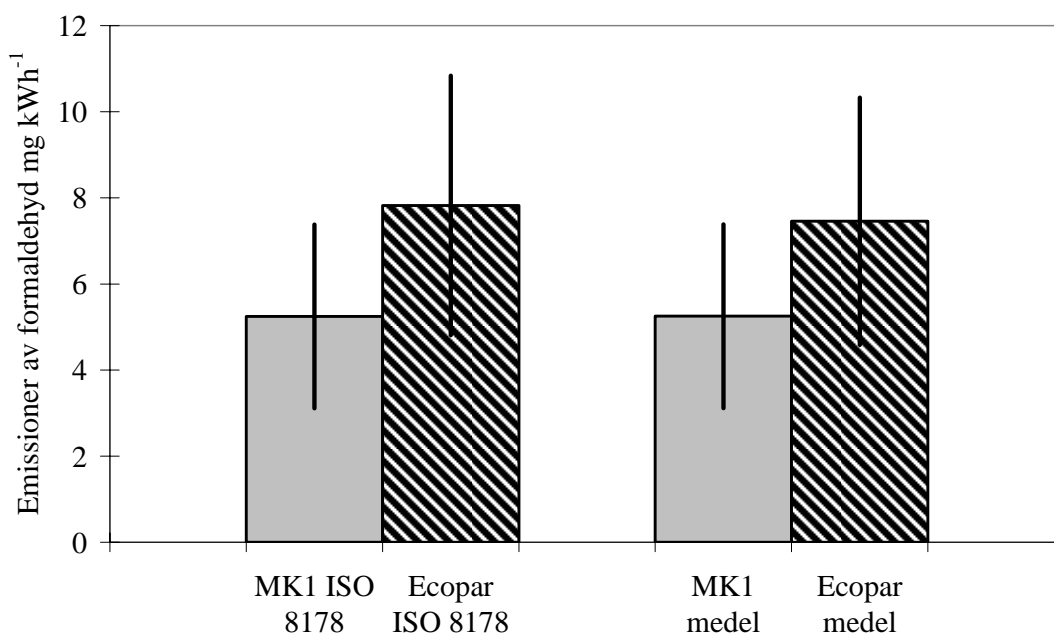
Figur 14. Genomsnittliga emissioner av 1-metyl naftalen i mg kWh⁻¹ viktat enligt ISO 8178 C1 samt som aritmetiskt medelvärde

I jämförelse med referensbränslet MK1 var emissioner av 1-metyl naftalen från Ecopar mycket låga. Vid både viktning enligt ISO 8178 och det aritmetiska medelvärdet visade resultaten med Tenax-adsorbenten att emissionerna av 1-metyl naftalen från Ecopar endast motsvarade omkring 3 % av mängderna från MK1, se figur 14. Även med XAD-ampuller var skillnaden mellan Ecopar och referensbränslet MK1 signifikanta. Uppmätta koncentrationnivåer för samtliga individuella belastningspunkter resulterade i nivåer över detektionsgränsen för både referensbränslet MK1 och Ecopar.

I figur 15 redovisas uppmätta emissioner av 2-metyl naftalen i mg kWh⁻¹ från Tenax-adsorbenter för referensbränslet MK1 och Ecopar. Resultaten visade stora skillnader i uppmätta emissioner av 2-metyl naftalen mellan de båda bränslena. Emissionerna från referensbränslet MK1 var 15 till 20 gånger högre än motsvarande emissioner från Ecopar. Trots de relativt stora variationerna i uppmätta mängder, 13 respektive 17 % för MK1 och Ecopar, var resultaten från både viktning enligt ISO 8178 och det aritmetiska medelvärdet signifikant åtskiljbara.



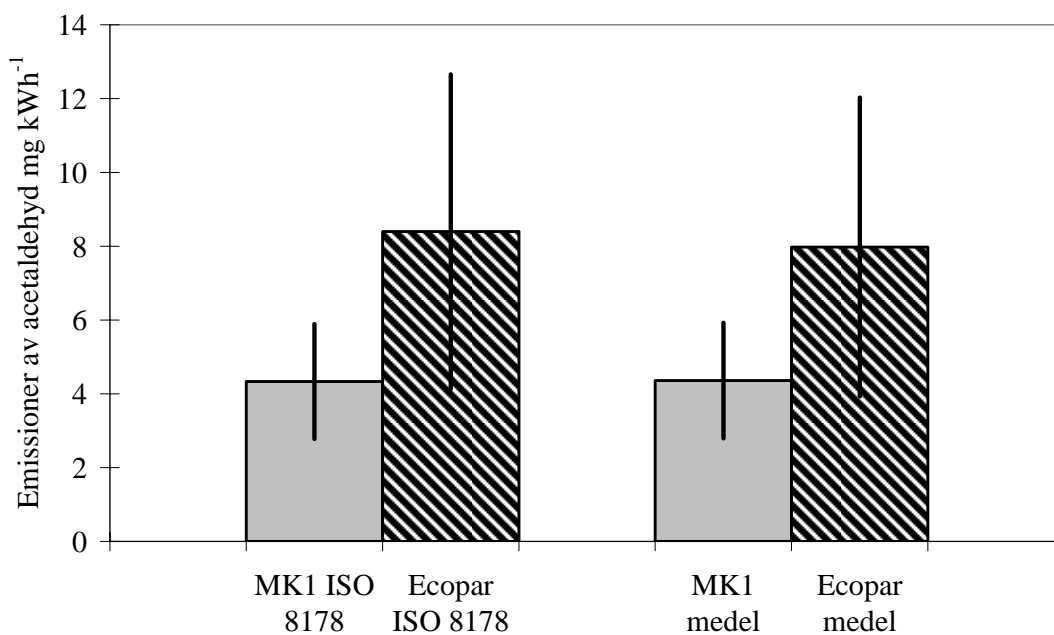
Figur 15. Genomsnittliga emissioner av 2-metyl naftalen i mg kWh⁻¹ viktat enligt ISO 8178 C1 samt som aritmetiskt medelvärde



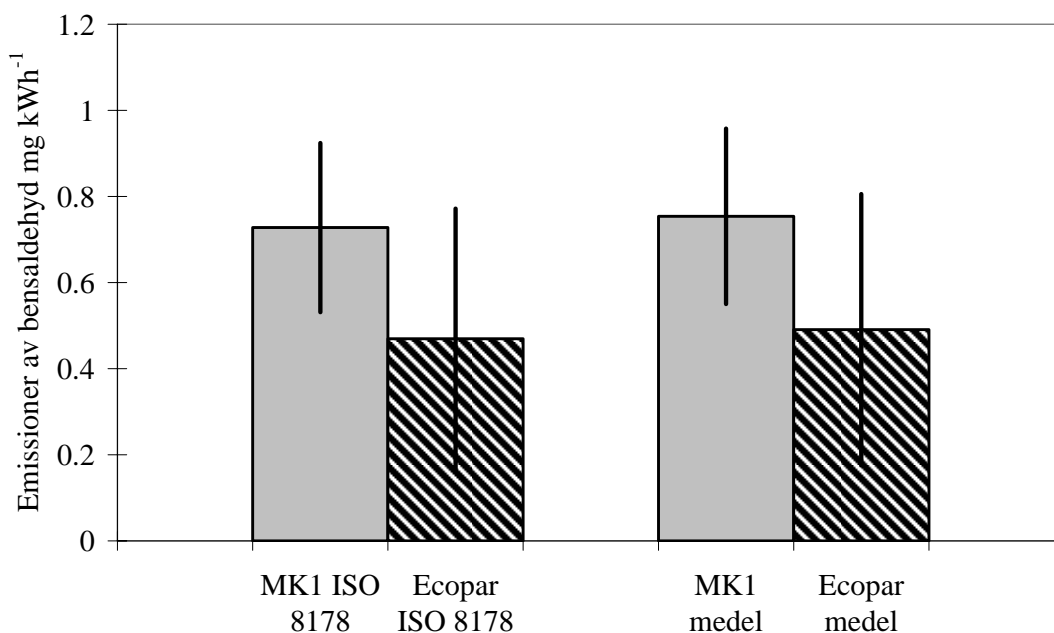
Figur 16. Genomsnittliga emissioner av formaldehyd i mg kWh⁻¹, viktat enligt ISO 8178 C1 samt som aritmetiskt medelvärde

Formaldehyd och acetaldehyd, vars emissioner är redovisade i figure 17 och 18, är vattenlösliga i alla halter, medan bensaldehyd är bara något vattenlös. Under provtagning kunde kondensvatten ibland ses i den korta kalla delen av provslang som leder till provtagare men detta torkades frekvent genom att tryckluft blåstes baklänges in i utjämnaren. Det finns dock risk för förluster av en del formaldehyd och

acetaldehyd. Upptaget av aldehyder i kondensvattnet skedde sannolikt inte reproducerbart, utan berodde på mängden vatten, dropparnas form och storlek m.m.



Figur 17. Genomsnittliga emissioner av acetaldehyd i mg kWh⁻¹ viktat enligt ISO 8178 C1 samt som aritmetiskt medelvärde



Figur 18. Genomsnittliga emissioner av bensaldehyd i mg kWh⁻¹ viktat enligt ISO 8178 C1 samt som aritmetiskt medelvärde

Förutom ovan redovisade emissionskomponenter analyserades även emissioner av 1,3-butadien samt individuella PAH. Koncentrationerna av dessa komponenter i

avgaserna låg dock under detektionsnivån för de tillämpade analysmetoderna. Den analytiska detektionsgränsen var 5 pg/ μ L för PAH. Med den provtagningsvolym och den uppberedningsmetod blev detektionsgränsen för partikelbundna PAH cirka 0,5 μ g/ m^3 . Analysresultaten visade att dessa PAH, om de bildades, förekom i lägre halter. Detta gäller för både referensbränslet MK1 och för Ecopar.

För att bestämma provtagningsvolym måste man ta hänsyn till den så kallade genombrottsvolymen dvs. den gasvolym som får ett ämne att migrera genom adsorbenten och "läcka ut" på andra sidan. Volymen anges i liter luft per gram adsorbent. För att säkra att ett ämne ska fastna fullt ut i en adsorbent bör man använda som maximal provtagningsvolym genombrottsvolymen delad med två. Bland de studerade ämnena var det eten som hade lägst genombrottsvolym och därmed var den som "styrde" vilken provtagningsvolym som behövdes. Den publicerade genombrottsvolym för eten är 4 L/g, men tester som gjordes under den förberedande perioden av projektet visade att genombrott skedde även för den rekommenderade provtagningsvolymen. Detta kan bero på att provgasen i utjämnargavel hade en hög relativ fuktighet. Eftersom Carbosieve SIII har en relativt stark affinitet för fukt fastnade vatten på röret och kunde i värsta fall ockupera adsorptionsplatser vilket i sin tur delvis hindrade adsorption av eten. De relativt låga volymer som valdes för provtagning utifrån förtesten gjorde att det inte gick att identifiera 1,3-butadien i många prov. Butadien förekom i mycket låga halter relativt till eten och propen.

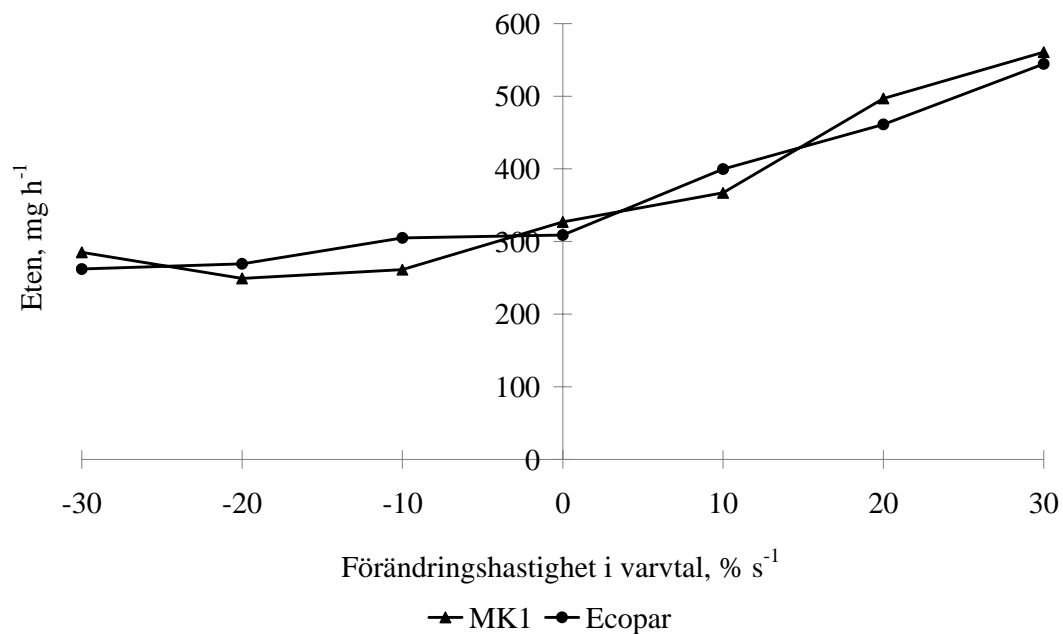
3.3. Fiktiva belastningsmönster

De fiktiva belastningsmönstren användes för att studera effekter på momentan bränsleförbrukning och emissioner av enskilda förändringar i motorns varvtal och belastande moment oberoende av varandra.

För formaldehyd, acetaldehyd och bensaldehyd var variationerna i mätresultatet så kraftiga att det inte var möjligt att beräkna några transienta effekter.

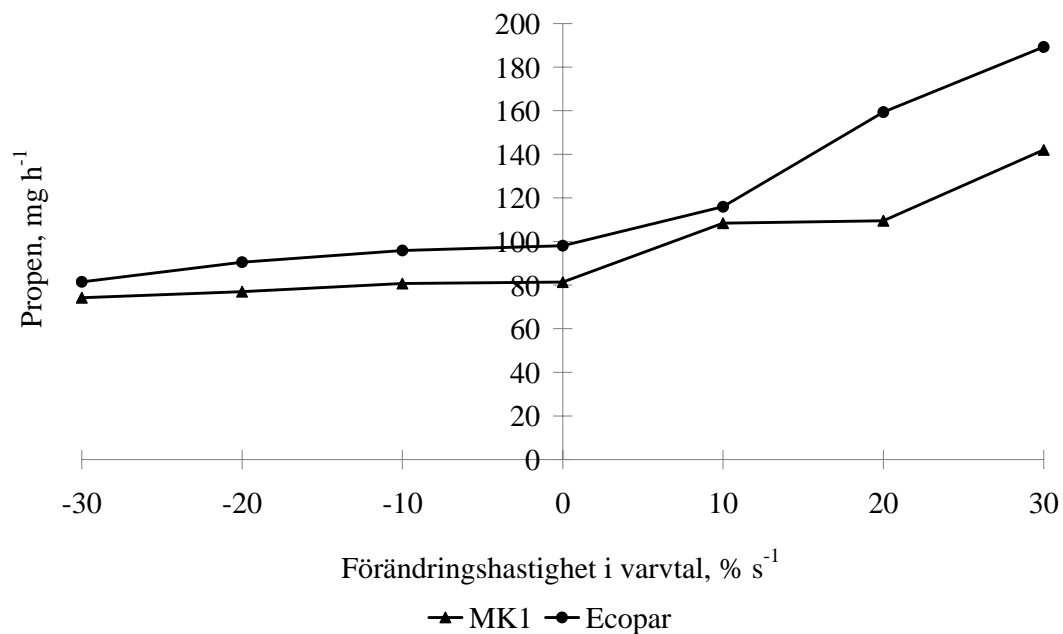
3.3.1 Transienter i varvtal

Effekter av transienter i varvtal studerades endast vid en fix nivå på belastande moment, 500 Nm. Studier av transienta effekter på utsläpp av reglerade avgaskomponenter (redovisade i delrapport 1) visade på kraftigare effekter vid höga belastningar. De genomförda testcyklerna genererade samma genomsnittliga arbete oberoende av transientens hastighet. Detta betydde att en utsläppsnivå över nivån för referensbelastningen, noll scenariot, skall betraktas som ökade utsläpp vid transienta belastningar, medan en lägre nivå indikerar sänkta utsläpp.



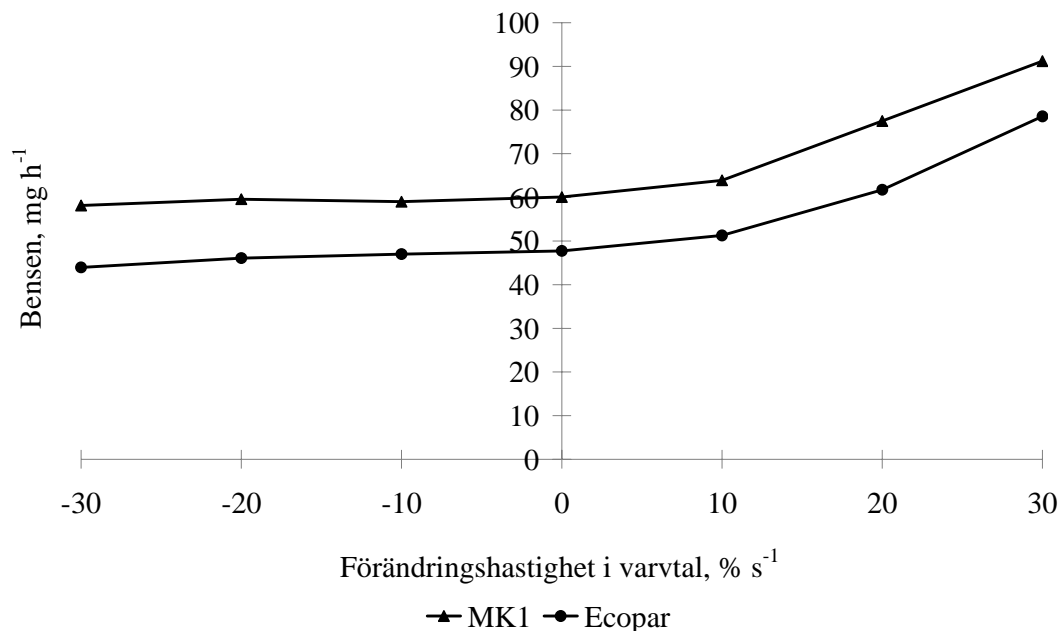
Figur 19. Effekter av transienter i varvtal på emissioner av eten

Resultaten i figur 19 visar att det inte förekom några skillnader i uppmätta transienta effekter mellan MK1 och Ecopar för etenutsläppen. Under positiva transienter i varvtal ökade utsläppen med upp till dubbla halten jämfört med statisk belastning för MK1 och Ecopar. Under negativa transienter minskade utsläppen svagt.



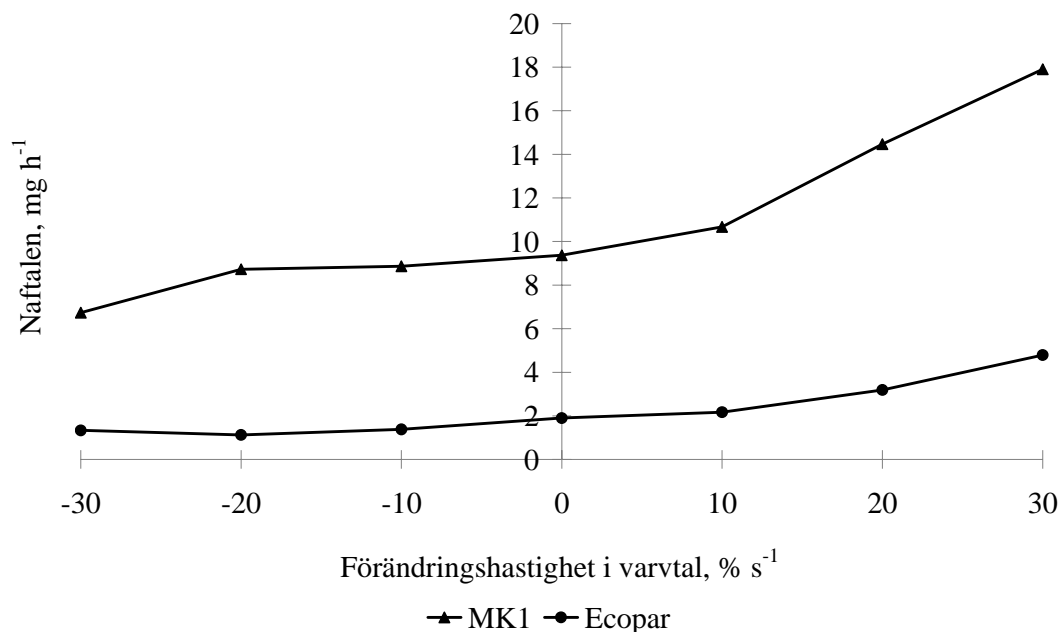
Figur 20. Effekter av transienter i varvtal på emissioner av propen

Ecopar uppvisade något högre utsläpp av propen jämfört med MK1. Dessutom indikerar resultaten i figur 20 att utsläppen av propen ökade kraftigare för Ecopar under positiva transienter i varvtal. Dock var skillnaderna mellan bränslena mindre än den uppmätta variationen, vilken uppgick till drygt 30 procent.



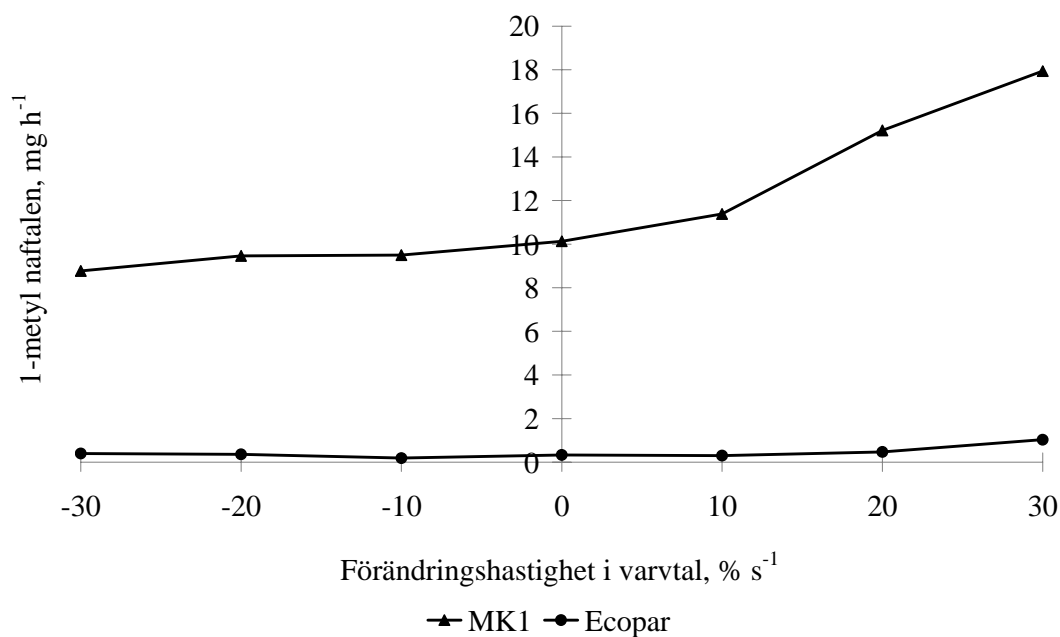
Figur 21. Effekter av transienter i varvtal på emissioner av bensen

I figur 21 visas effekterna av transienter i varvtal på emissionerna av bensen. Resultaten visar inga skillnader i transienta effekter mellan MK1 och Ecopar, båda bränslena ökar med cirka 50 procent vid positiva transienter och minskar svagt vid negativa transienter. Däremot är de absoluta utsläppen av bensen, i mg h^{-1} , drygt 20 procent högre för MK1 jämfört med Ecopar. Denna skillnad uppmättes även under statistiska förhållanden.



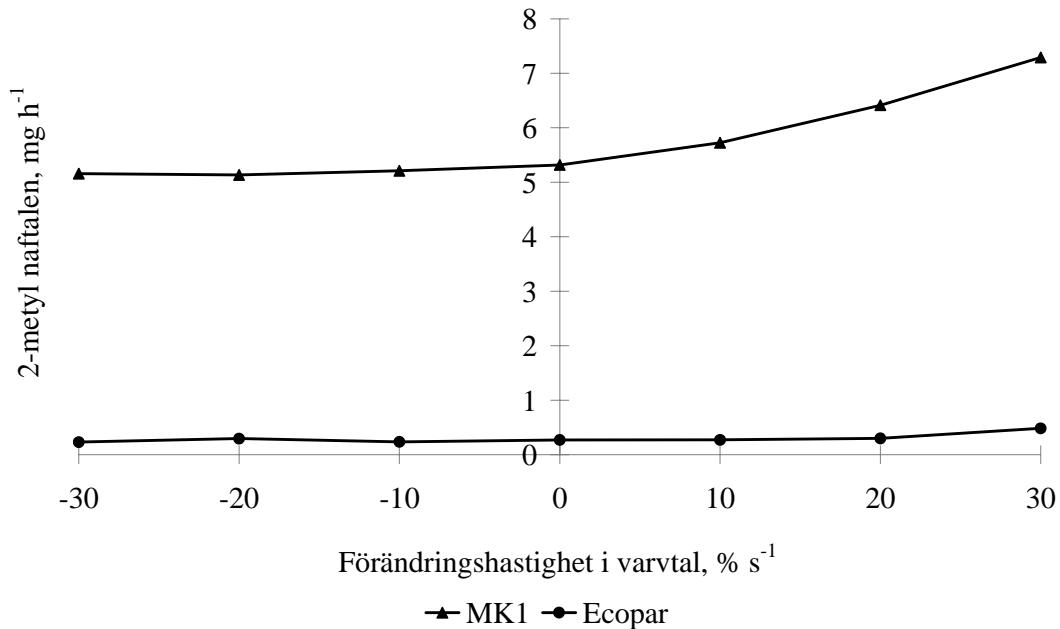
Figur 22. Effekter av transienter i varvtal på emissioner av naftalen

Resultaten i figur 22 visar att utsläppen av naftalen fördubblades vid snabba positiva transienter i varvtal för både MK1 och Ecopar. Dock var de absoluta nivåerna för Ecopar endast en femtedel av utsläppen med MK1. Trots att de relativa effekterna av positiva transienter var jämförbara mellan MK1 och Ecopar var utsläppen från Ecopar i samtliga studerade fall lägre. Utsläppen av naftalen påverkades endast svagt vid negativa transienter. Halterna var på samman nivå som vid statiska belastningar eller något lägre.



Figur 23. Effekter av transienter i varvtal på emissioner av 1-metyl naftalen

Enligt figur 23 ökade de absoluta utsläppen av 1-metyl naftalen kraftigt både för MK1 och Ecopar vid positiva transienter, dock var halterna betydligt lägre för Ecopar. Även vid statiska belastningar uppvisade Ecopar mycket låga halter av 1-metyl naftalen jämfört med utsläppen från MK1.

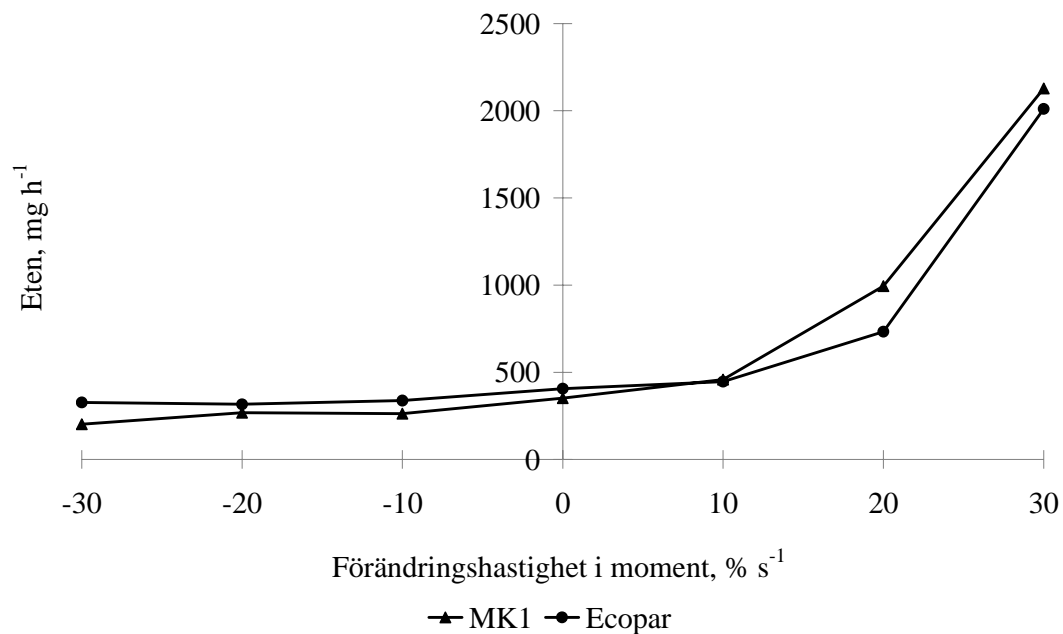


Figur 24. Effekter av transienter i varvtal på emissioner av 2-metyl naftalen

De transienta effekterna på utsläpp av 2-metyl naftalen uppvisade samma trend som utsläppen av 1-metyl naftalen.

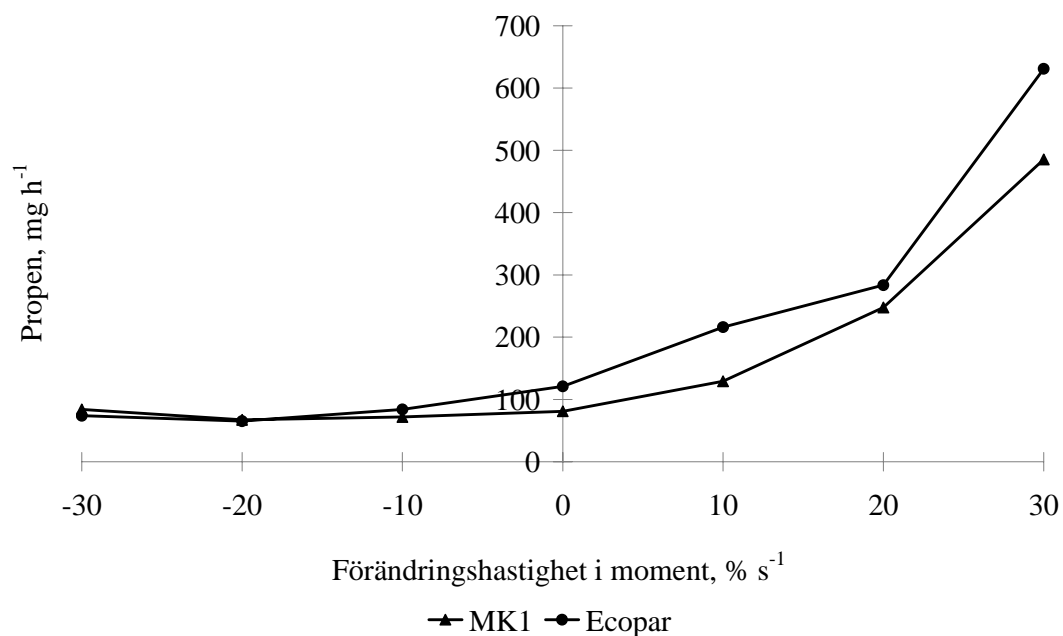
3.3.2 Transienter i moment

Även effekter av transienter i moment studerades vid endast en fix nivå av varvtal, 1800 rpm⁻¹. Studier av transienta effekter på utsläpp av reglerade avgaskomponenter visade på kraftigare effekter vid höga varvtal.



Figur 25. Effekter av transienter i moment på emissioner av eten

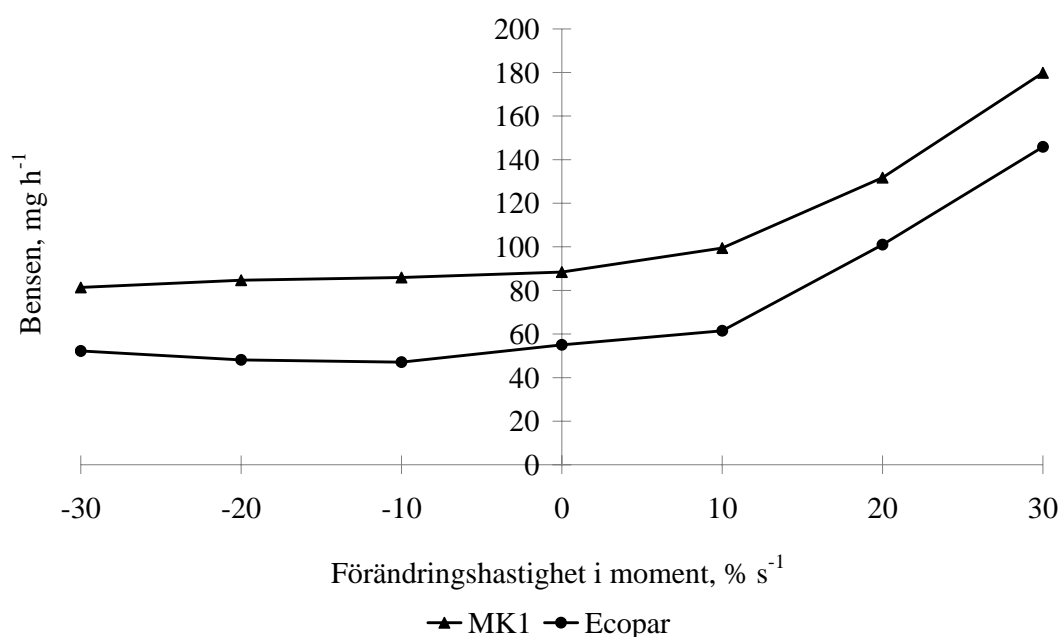
För utsläpp av eten kunde inga skillnader mellan bränslena uppmätas. Däremot uppmättes en mycket kraftig ökning av utsläppen under positiva transienter i moment. Halterna ökade med mer än fyra gånger jämfört med nivån vid statiska belastningar, vilket visas i figur 25.



Figur 26. Effekter av transienter i moment på emissioner av propen

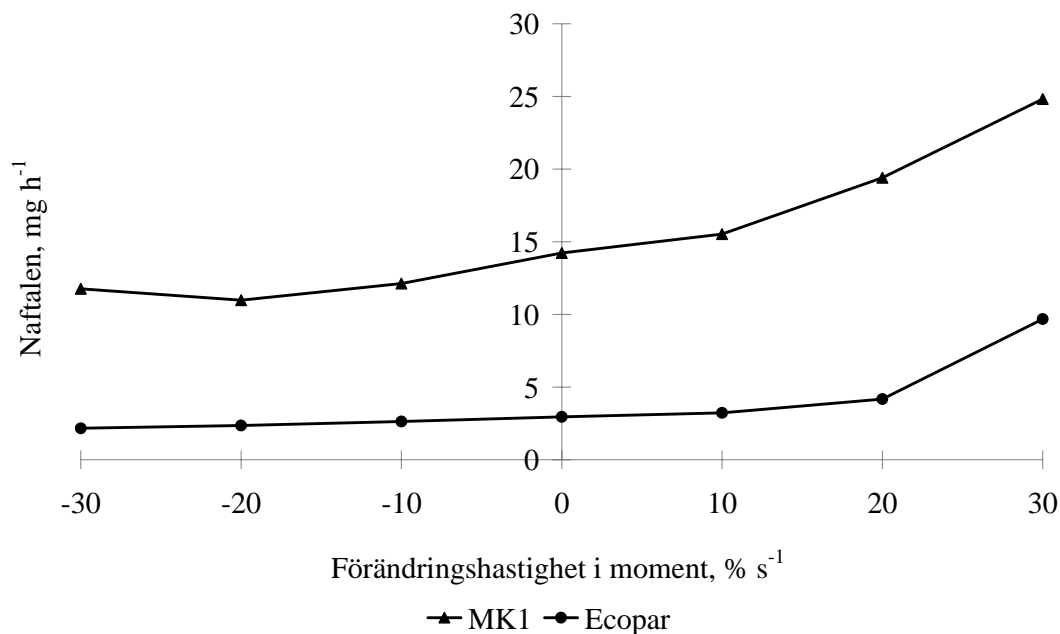
Resultaten i figur 26 visar att utsläppen av propen var högre från Ecopar än från MK1.

I samtliga studerade fall, förutom utsläpp av vissa aldehyder, uppvisade MK1 ett högre värde än Ecopar med undantag för utsläpp av propen. Dock var skillnaden i propanutsläpp mellan bränslena relativt liten, de var cirka 20 procent högre för Ecopar än MK1. I likhet med de uppmätta effekterna på utsläpp av eten ökade utsläppen av propen förhållandevis kraftigt, upp till sex gånger, vid snabba positiva transienter i moment. Jämfört med transienter i varvtal indikerar resultaten av kombinationen mellan bränsle och motor är mer känslig, ger högre utsläppsnivåer, vid transienter i moment än vid motsvarande transienter i varvtal.



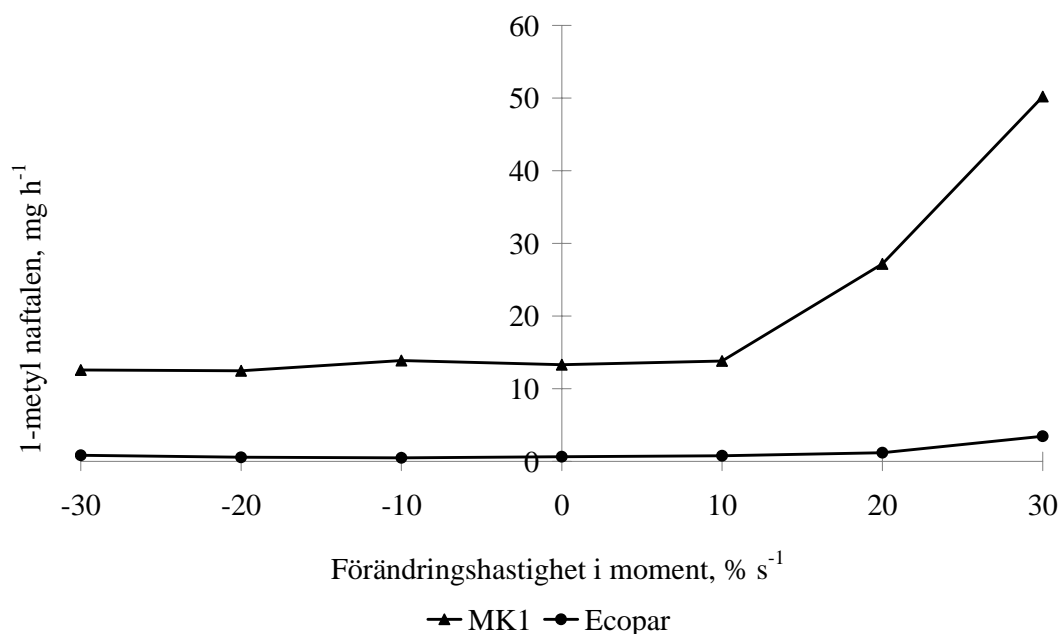
Figur 27. Effekter av transienter i moment på emissioner av bensen

Generellt sett var utsläppen av bensen 50 procent högre från MK1 än från Ecopar. Dock var det ingen detekterbar skillnad i de relativa effekterna av varken positiva eller negativa transienter i moment. Utsläppen av bensen ökade till dubbla nivåer vid kraftiga positiva transienter och var konstanta eller minskade svagt vid negativa transienter. Den uppmätta absoluta skillnaden i utsläpp mellan bränslena var i samma storleksordning som skillnaden vid transienter i varvtal och vid statiska belastningar.



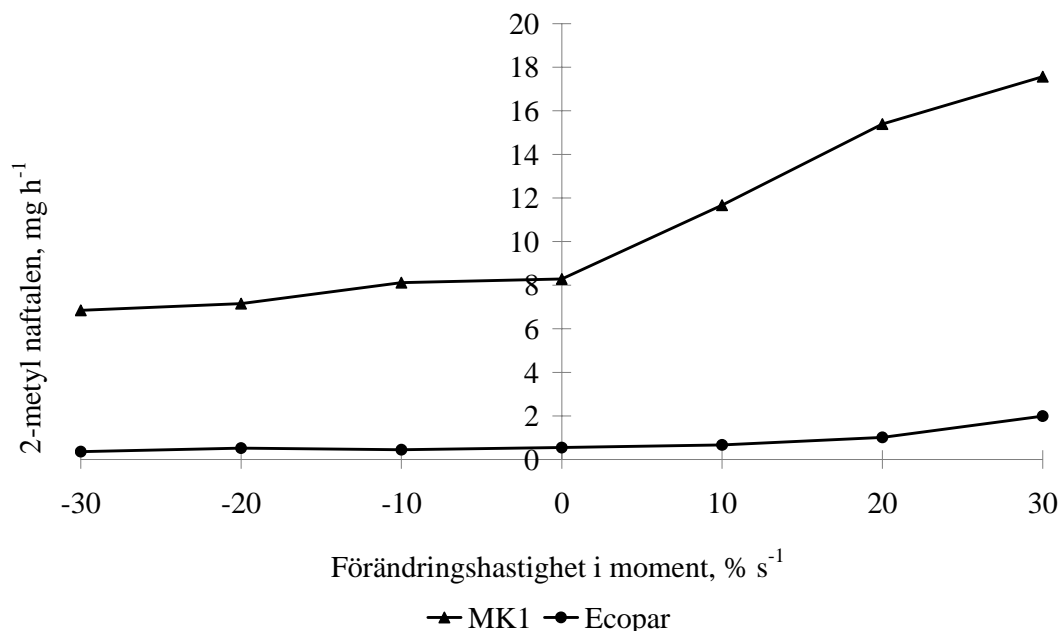
Figur 28. Effekter av transienter i moment på emissioner av naftalen

Vid negativa transienter i moment uppvisade MK1 och Ecopar lägre utsläpp av naftalen än vid motsvarande statisk belastning. Resultaten i figur 28 indikerar även att utsläppen relativt sett minskade mer för MK1, dock var skillnaden mindre än vid referenspunkterna uppmätt variation. För snabba positiva transienter ökade både MK1 och Ecopar med knappt 100 procent. Däremot var de absoluta utsläppen av naftalen från Ecopar lägre än från MK1 i samtliga studerade transienter i moment.



Figur 29. Effekter av transienter i moment på emissioner av 1-metyl naftalen

Utsläppen av 1-metyl naftalen vid transienter i moment var mycket högre för MK1 än för Ecopar. Resultaten i figur 29 indikerar även att de relativa utsläppen vid snabba positiva transienter i moment ökade kraftigare för MK1. Detta var endast en effekt av de stora skillnaderna i absoluta utsläpp. Utsläppen av 1-metyl naftalen från MK1 och Ecopar ökade relativt sett lika mycket vid positiva transienter i moment.

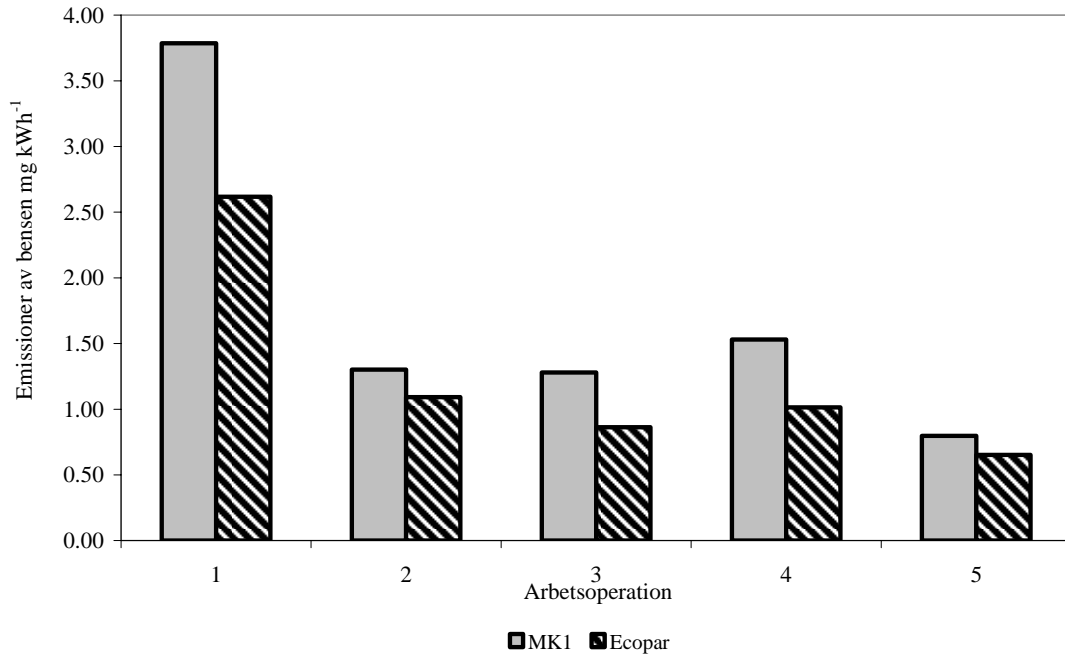


Figur 30. Effekter av transienter i moment på emissioner av 2-metyl naftalen

Även för utsläpp av 2-metyl naftalen var de absoluta nivåerna mycket lägre för Ecopar, vilket visas i figur 30. Vid positiva transienter i moment ökade utsläppen av 2-metyl naftalen från Ecopar mer än vad utsläppen från MK1 gjorde i relativa tal, dock var de absoluta utsläppen mycket låga.

3.4. Inspelade arbetsoperationer

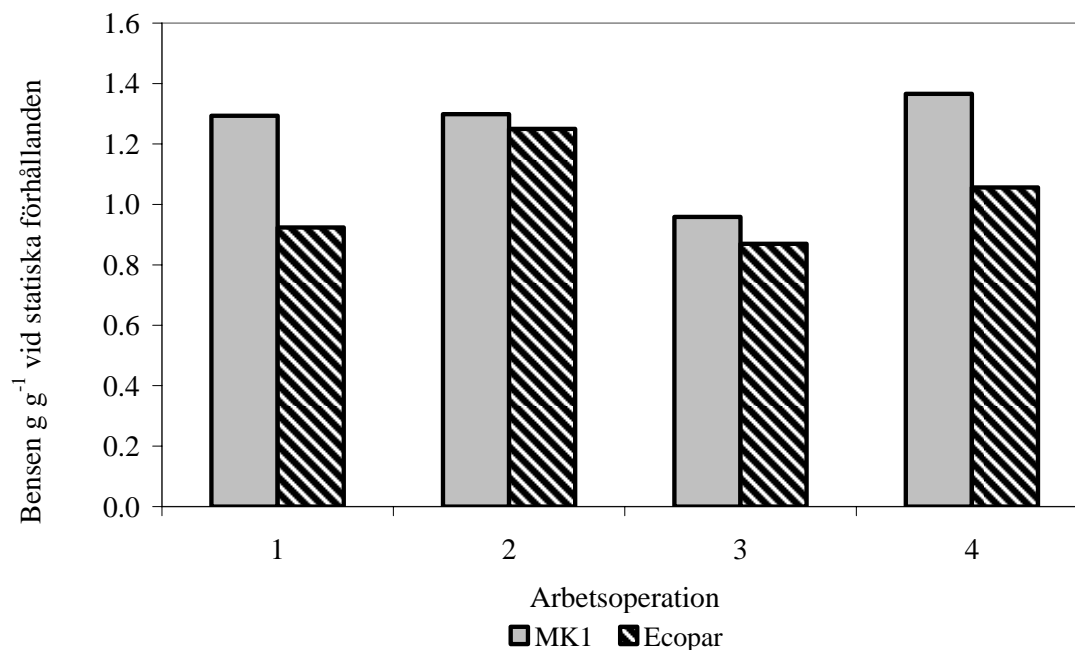
De inspelade arbetsoperationerna motsvarar den motorbelastning som kan uppkomma vid verklig användning av en arbetsmaskinsmotor. Totalt studerades fem olika belastningscykler med varierande transient belastning, från statisk arbete med en hjulgrävmaskin till ett kraftigt transient lastarbete med en hjullastare. Både specifika utsläpp i mg kWh⁻¹ och transienta effekter beräknades för samtliga studerade komponenter. De transienta effekterna beräknades individuellt för varje arbetsoperation och normaliserades mot arbetsoperation 5, ett statiskt arbete med hjulgrävmaskin.



Figur 31. Genomsnittliga emissioner av bensen i mg kWh⁻¹ för inspelade arbetsoperationer

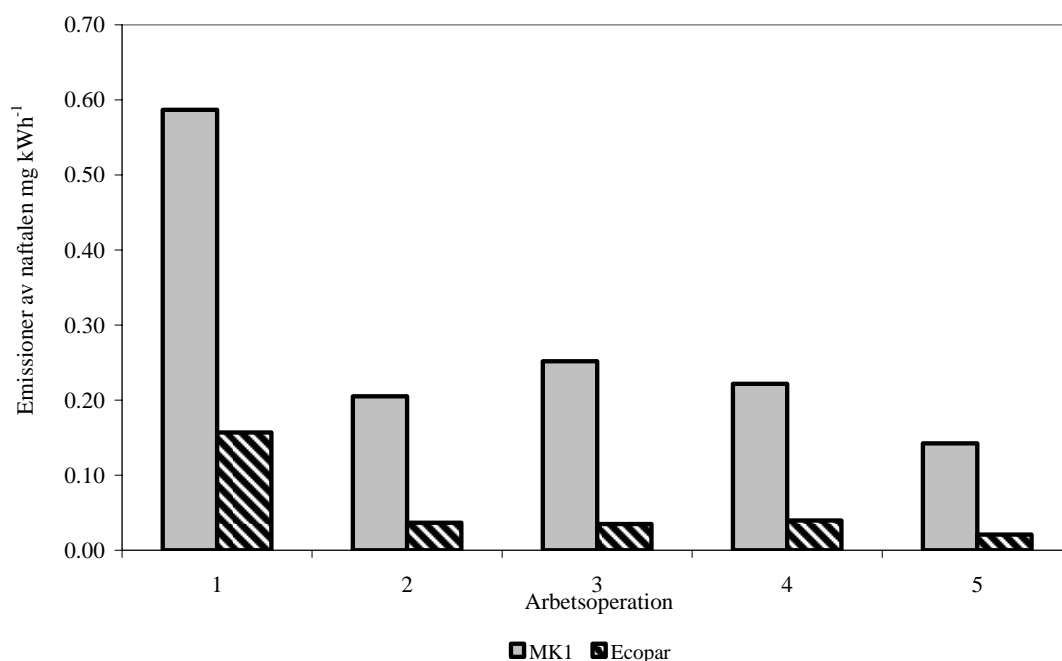
I likhet med de resultaten från de statistiska mätningarna var uppmätta nivåer av bensen under inspelade arbetsoperationer högre för MK1 än för Ecopar, figur 31. Skillnaderna mellan bränslena var dock inte lika påtaglig, speciellt för arbetsoperation 2 till 5.

För MK1 uppvisade de specifika utsläppen av eten och propen i princip samman variation mellan arbetsoperationerna som för bensen, med undantag av arbetsoperation 1 där utsläppen relativt sett var lägre. För Ecopar fanns inga resultat att redovisa på grund av analystekniska orsaker.



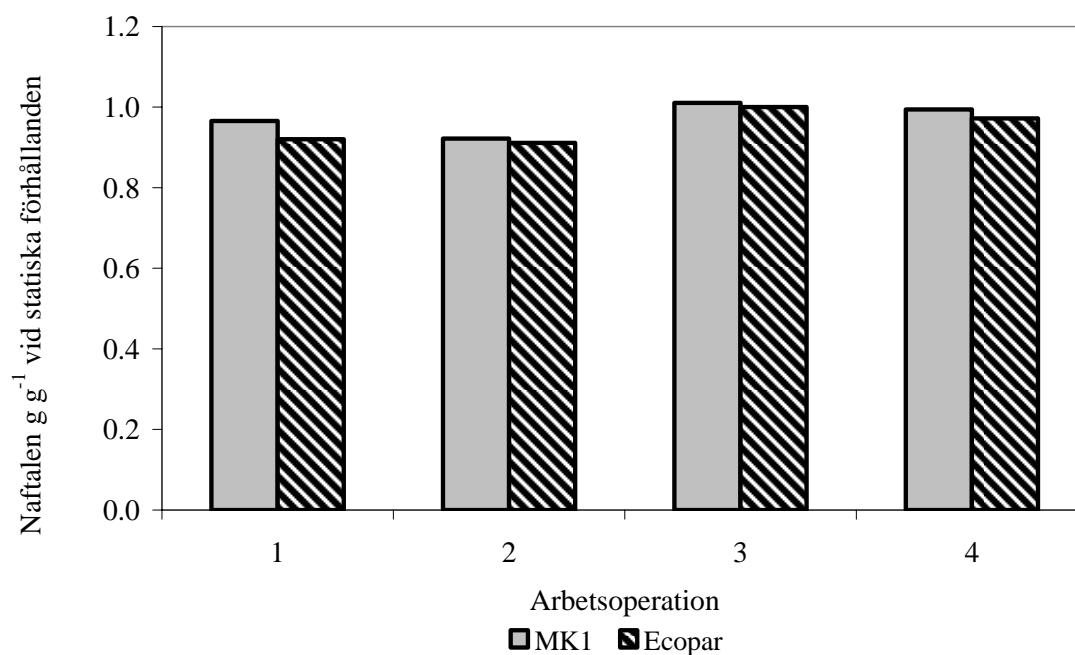
Figur 32. Transienta effekter för bensen vid inspelade arbetsoperationer

De transienta effekterna för MK1 och Ecopar visas i figur 32. I samtliga fall var effekterna för MK1 jämförbara eller högre än för Ecopar. Störst skillnad uppvisade de mest transienta arbetsoperationerna, lastarbete med traktor (1) och med hjullastare (4). För de övriga arbetsoperationerna var förekomsten av transienter mindre och den genomsnittliga motorbelastningen högre.



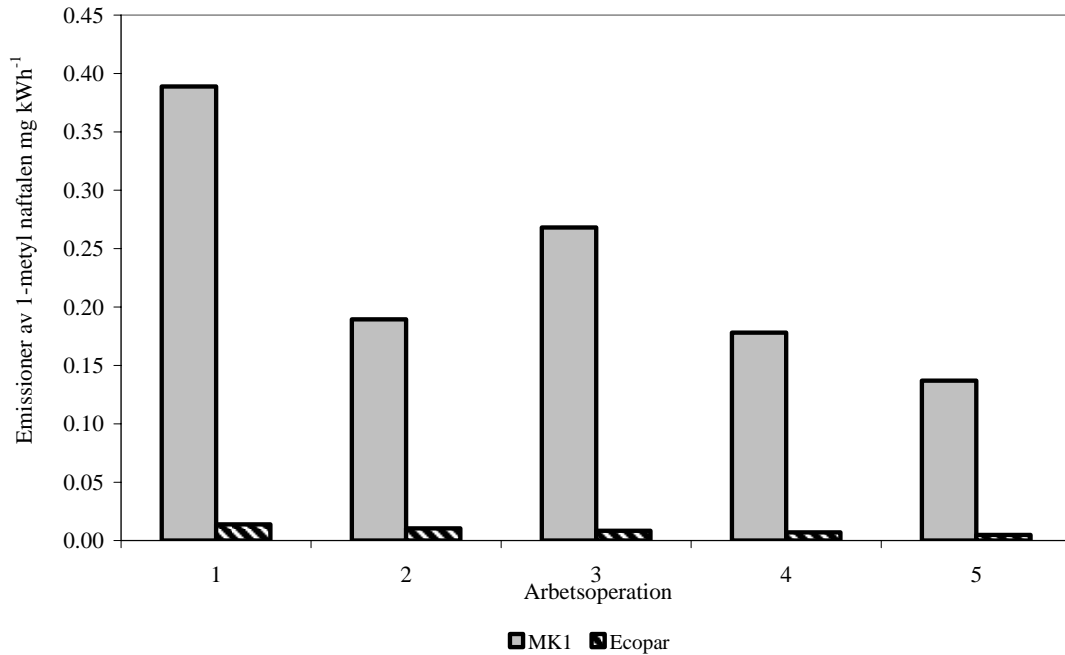
Figur 33. Genomsnittliga emissioner av naftalen i mg kWh⁻¹ för inspelade arbetsoperationer

De specifika utsläppen av naftalen var mycket högre från MK1 jämfört med Ecopar för samtliga arbetsoperationer, vilket visas i figur 33. Detta stämmer även med resultaten från de statistiska mätningarna.



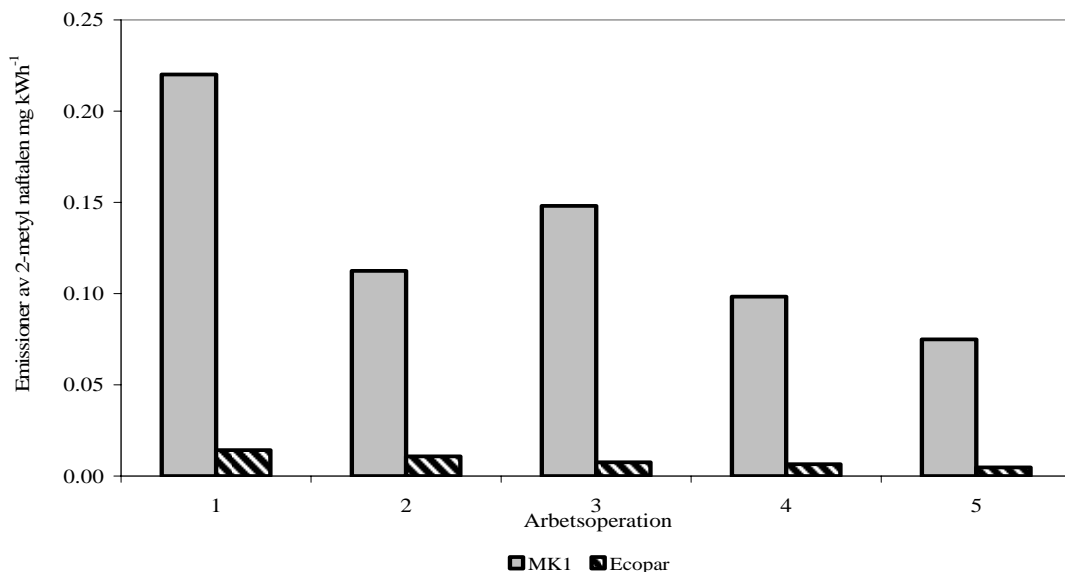
Figur 34. Transienta effekter för naftalen vid inspelade arbetsoperationer

För MK1 kunde inga tydliga transienta effekter registreras trots de relativt höga utsläppsnivåerna. Figur 34 visar dock att utsläppen av naftalen från Ecopar var påtagligt högre under transienta förhållanden för accelerationsförloppet i arbetsoperation 2. Detta var en arbetsoperation som bitvis krävde mycket hög effekt. Dock är de beräknade transienterna från Ecopar relativt osäkra på grund av att de absoluta utsläppen var låga.



Figur 35. Genomsnittliga emissioner av 1-metyl naftalen i mg kWh⁻¹ för inspelade arbetsoperationer

I figur 35 visas de specifika utsläppen av 1-metyl naftalen för de studerade bränslena. I samtliga fall var utsläppen från Ecopar mindre än 0,015 mg kWh⁻¹ medan uppmätta nivåer från MK1 var minst 10 gånger högre. Motsvarande skillnader uppmättes även vid statiska belastningar. För MK1 kunde inga tydliga transienta effekter fastställas, samtliga arbetsoperationer resulterade i likartade värden för både uppmätta emissioner som de semi-statiskt beräknade. Däremot uppvisade Ecopar tydliga transienta effekter med högre uppmätta utsläpp. Den absoluta skillnaden mellan uppmätta och beräknade nivåer var dock i genomsnitt 0,003 mg kWh⁻¹.



Figur 36. Genomsnittliga emissioner av 2-metyl naftalen i mg kWh⁻¹ för inspelade arbetsoperationer

Uppmätta emissioner av 2-metyl naftalen vid inspelade arbetsoperationer för MK1 och Ecopar uppvisade samma trend som för 1-metyl naftalen. De absoluta nivåerna var dock endast hälften så höga vilket visas i figur 36. Inga tydliga transienta effekter kunde påvisas för MK1 medan Ecopar i regel resulterade i något förhöjda nivåer under transienta belastningar. För övriga aromatiska kolväten samt butadien kunde inga resultat redovisas på grund av mättekniska problem.

4. Resultat och diskussion partiklar

4.1. Referenspunktsmätning

För samtliga i projektet ingående bränslen genomfördes referenspunktsmätningar vid ett specifikt lastfall, $1\ 750\ \text{min}^{-1}$ och 680 Nm. Vid dessa referenspunktsmätningar registrerades samma variabler som vid övriga mätpunkter. För varje bränsle genomfördes upp till 11 individuella mätningar. Då dessa referenspunktsmätningar endast var baserade på en specifik belastningspunkt kan de inte användas för att bedöma eventuella skillnader mellan bränslena utan endast för att beräkna variation och repeterbarhet i hela mätsystemet inklusive motordynamometer, bränsle och beräkningsmetod.

I tabell 7 redovisas uppmätt genomsnittligt partikelantal samt 95 procentigt konfidensintervall för samtliga studerade storleksintervall för referensbränslet MK1. I samma tabell visas antalet mätvärden vilket analysen baseras på. Motsvarande data för Ecopar redovisas i tabell 8

Tabell 7. Genomsnittligt partikelantal samt konfidensintervall för referensbränslet MK1

D_p (μm) [*]	Medelvärde $dN/d\log D_p$ Antal kWh^{-1}	Konfidens- intervall %	Antal mätvärden
0,021	$1,22 \times 10^{13}$	42	11
0,040	$2,55 \times 10^{13}$	36	11
0,073	$4,80 \times 10^{13}$	21	11
0,121	$2,60 \times 10^{13}$	19	11
0,203	$7,99 \times 10^{12}$	20	11
0,319	$1,52 \times 10^{12}$	56	11
0,487	$2,67 \times 10^{11}$	53	11
0,767	$5,02 \times 10^{10}$	67	11
1,24	$1,17 \times 10^{10}$	58	11
1,97	$4,29 \times 10^9$	43	11
3,11	$1,12 \times 10^9$	62	11
6,33	$1,94 \times 10^8$	75	11
Totalkoncentration	$3,38 \times 10^{13}$	19	11

* Geometriskt medelvärde

Tabell 8. Genomsnittligt partikelantal samt konfidensintervall för Ecopar

D_p (μm) [*]	Medelvärde $dN/d\log D_p$ Antal kWh^{-1}	Konfidens- intervall %	Antal mätvärden
0,021	$1,51 \times 10^{13}$	39	8
0,040	$3,02 \times 10^{13}$	39	8
0,073	$5,19 \times 10^{13}$	17	8
0,121	$2,45 \times 10^{13}$	12	8
0,203	$9,21 \times 10^{12}$	27	8
0,319	$1,75 \times 10^{12}$	54	8
0,487	$1,90 \times 10^{11}$	54	8
0,767	$3,36 \times 10^{10}$	58	8
1,24	$8,50 \times 10^9$	58	8
1,97	$4,22 \times 10^9$	52	8
3,11	$6,79 \times 10^8$	79	8
6,33	$1,63 \times 10^8$	71	8
Totalkoncentration	$3,77 \times 10^{13}$	21	8

* Geometriskt medelvärde

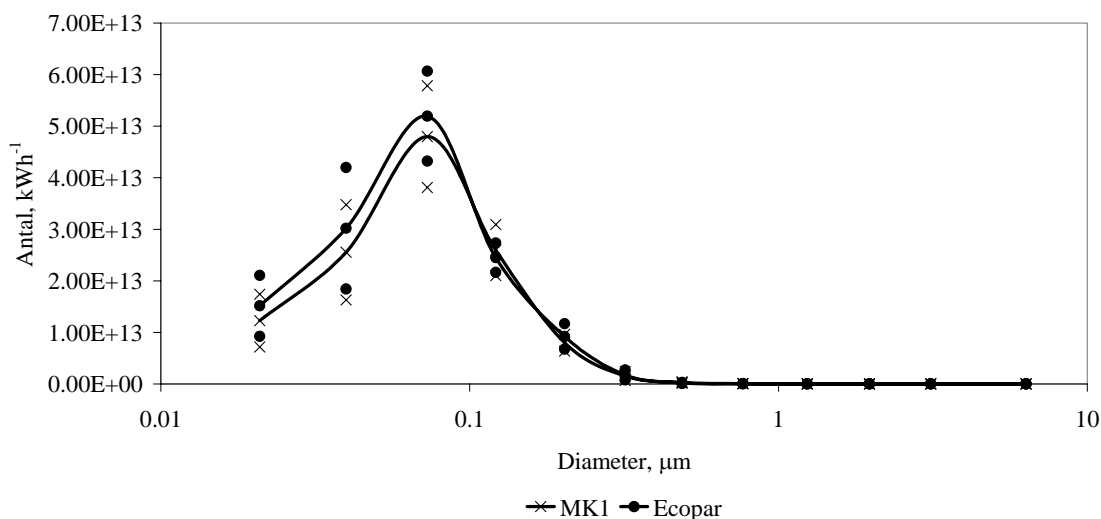
De i tabell 7 och 8 angivna relativa variationerna användes för att säkerställa eventuella signifikanta skillnader mellan de studerade bränslena för nedan redovisade statistiska och transienta mätningar. I figur 37 redovisas partikelantal och partiklars storleksfördelning inklusive variation för referenspunktsmätningarna för både MK1 och Ecopar.

Vid utvärdering av referenspunkterna, som mättes varje morgon och kväll, noterades att de registrerade partikelmängderna varierade beroende på när på dagen testet hade gjorts. Uppmätt antal av de minsta partiklarna var lägre ju senare på dagen mätningen hade gjorts, medan antalet av de större partiklarna verkade högre senare på dagen. Det totala partikelantalet uppmättes som lägre senare på dagen. De partikelantal som

redovisas är därför korrigerade utifrån en linjeanpassning som gjordes för referenspunkterna beroende av hur lång tid efter dagens första mätning den aktuella mätningen var gjord.

En möjlig förklaring till den successiva förändringen av partikelstorleksfördelningen kan vara att partiklarna koagulerade med varandra, dvs. att små partiklar träffade varandra, slogs samman och bildade större partiklar, vilket ledde till större partiklar för de tidiga mätningarna på grund av en ökad uppehållstid i systemet.

För mätomgång 1 med MK1 för fasta punkter och transienter i moment skiljde sig resultaten från första och andra omgången. Mätningarna för den första omgången visade på ett lägre antal partiklar jämfört med de senare. Detta kan vara relaterat till att ejektorspädaren, som ingick i de senare testerna, inte användes i början. P.g.a. skillnaderna visas i huvudrapporten inte de första mätningarna, men de finns däremot med i bilaga 1 – ”Jämförelse av partikelmätningar med och utan spädare”



Figur 37. Partikelantal och partiklars storleksfördelning inklusive konfidensintervall för referenspunktsmätning

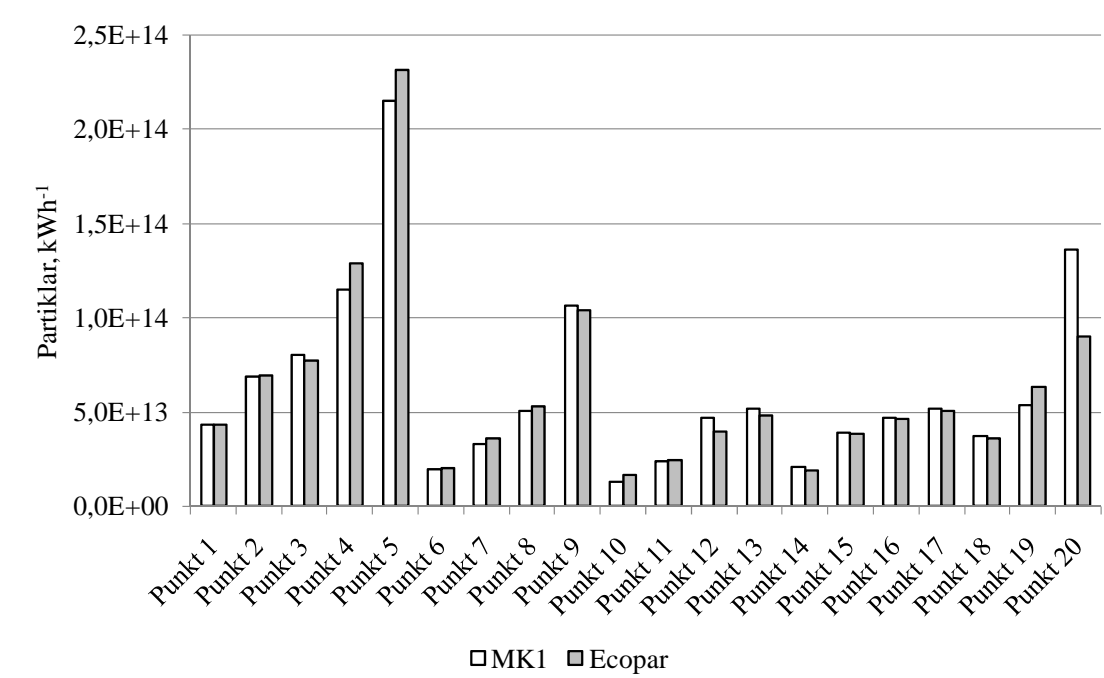
Resultaten i figur 37 visar på relativt kraftiga variationer i partikelantal inom respektive bränsle, de absoluta variationerna var speciellt påtaglig för de största partiklarna.

4.2. Statiska mätningar

Figur 38 visar det totala uppmätta antalet partiklar vid alla statiska belastningspunkter. Skillnaderna mellan de olika punkterna är stora. Punkt 1 och 2 ger de högsta partikelhalterna, cirka $7 \cdot 10^{15}$ partiklar/timme. Dock tas även det högsta arbetet ut vid dessa belastningar, $2 \cdot 100 \text{ min}^{-1}$, och de två högsta momenten, 650 respektive 490 Nm, vilket leder till relativt låga specifika utsläpp mellan $4,3 \cdot 10^{13}$ och $6,9 \cdot 10^{13}$ partiklar kWh^{-1} . Lägst partikelhalter, omkring $5 \cdot 10^{14}$ partiklar/timme, gav punkt 17 – 1 200 rpm och 95 Nm – punkt 19 – 1 030 min^{-1} och 70 Nm – samt punkt 20 – tomgång. Trots att den uttagna motoreffekten är låg för dessa punkter blir de specifika emissionerna inte så höga på grund av låga absoluta partikelhalter. De högsta specifika utsläppen erhöles vid punkt 5, högt varvtal och låg belastning. Varvtal och

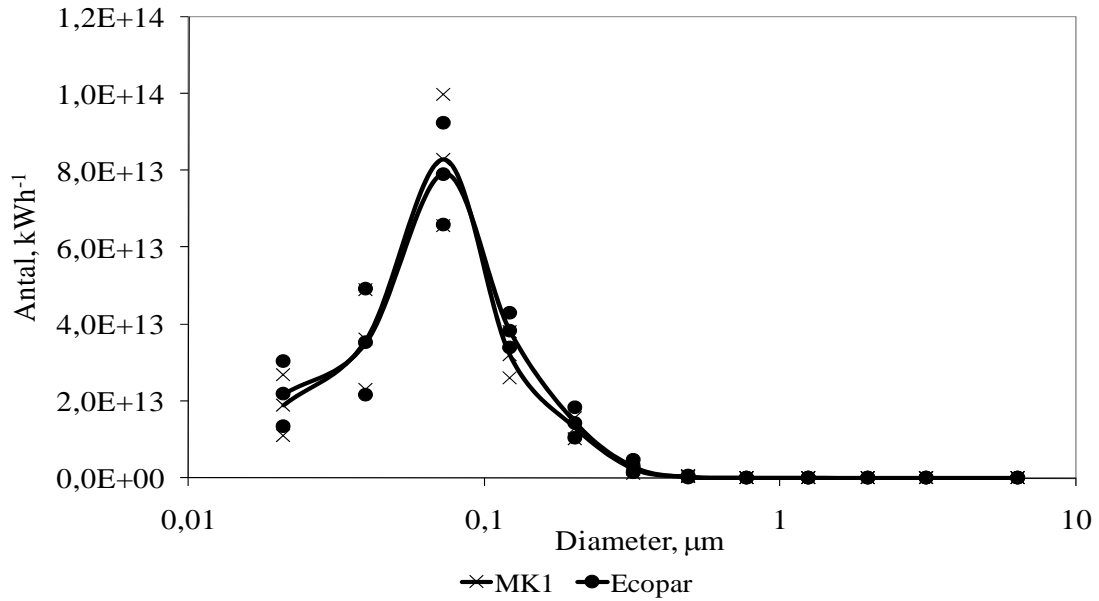
moment för samtliga belastningspunkterna finns beskrivna i tabell 4 under rubrik statisk testcykel ovan.

De två testade bränslena, MK1 och Ecopar, uppvisade inga markanta skillnader i partikelantal. Variationerna mellan mätningar på de olika bränslena är inte större än variationerna på grund av mätosäkerhet mellan de två mätningarna med Ecopar.



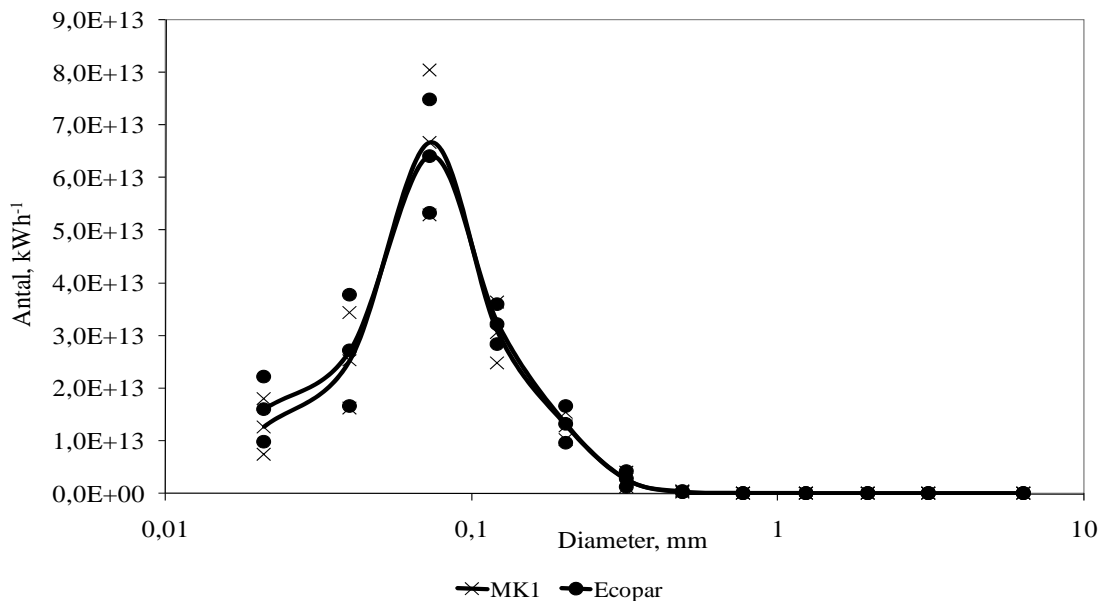
Figur 38. Totala antalet partiklar för de statistiska punkterna.

De statistiska mätpunkterna viktades samman till ett värde per bränsle och storleksfördelning enligt den princip som beskrivs i ISO 8178 C1 (ISO, 1997). Enligt viktningssprincipen C1 viktas punkterna 1, 2, 3, och 20 i den 20 belastningspunkter stora statistiska testcykeln beskriven ovan med 15 procent per punkt, medan punkterna 5, 14, 15 och 16 viktas med 10 procent per punkt; övriga mätdata inkluderas inte alls. För att även inkludera övriga punkter i jämförelsen redovisas ett medelvärde för samtliga 20 uppmätta belastningspunkter. Dessutom användes det 95 procentiga konfidensintervall som beräknades för referenspunkterna som ett relativt mått för att avgöra om det förekom någon signifikant skillnad mellan de studerade bränslena eller ej.



Figur 39. Genomsnittligt partikelantal och partiklars storleksfördelning inklusive variation viktat enligt ISO 8178

I figur 39 redovisas genomsnittligt partikelantal per kWh fördelat på olika storleksfraktioner viktat enligt ISO 8178. Resultaten indikerade att det totala partikelantalet var något högre för MK1 än för Ecopar, $5,22 \cdot 10^{13}$ respektive $5,14 \cdot 10^{13}$ per kWh. Dock var variationerna inom respektive bränsle betydligt större än variationerna mellan bränslena. För MK1 varierade det totala antalet partiklar per kWh mellan $4,2 \cdot 10^{13}$ och $6,2 \cdot 10^{13}$ medan motsvarande variation för Ecopar var mellan $4,1 \cdot 10^{13}$ och $6,2 \cdot 10^{13}$.

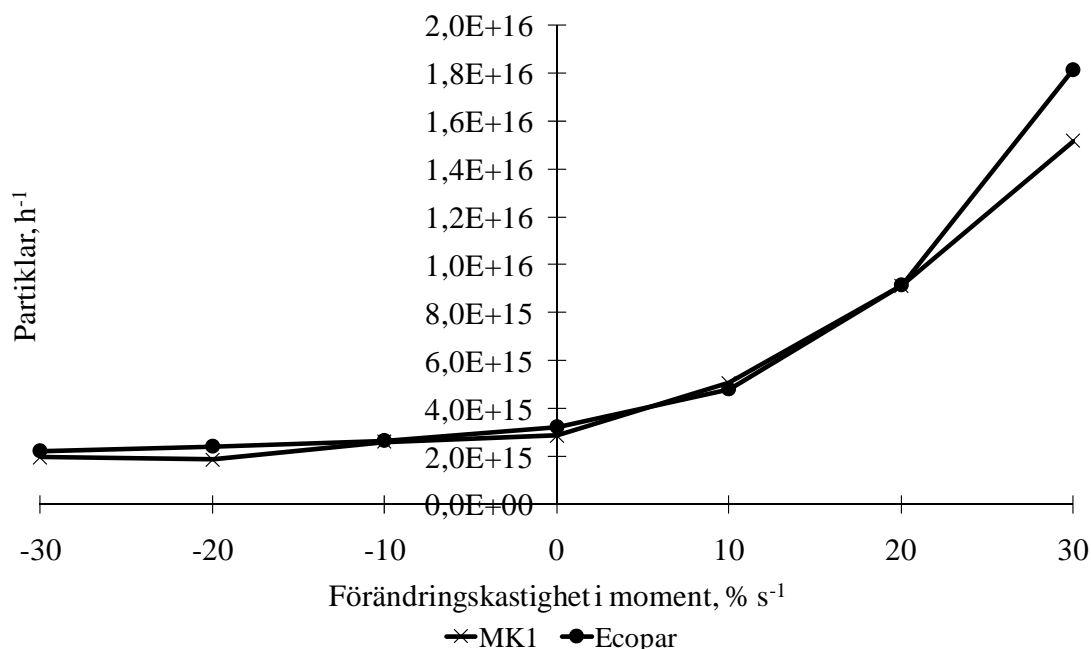


Figur 40. Genomsnittligt partikelantal och partiklars storleksfördelning inklusive variation viktat enligt aritmetiskt medelvärde

Figur 40 visar genomsnittligt partikelantal per kWh fördelat på olika storleksfraktioner viktat enligt aritmetiskt medelvärde för samtliga 20 statistiska moder. Resultaten visar inte på några signifikanta skillnader mellan bränslena. Baserat på variationerna inom respektive bränsle jämfört med uppmätt skillnad mellan bränslena kan ingen skillnad säkerställas varken för viktning enligt ISO 8178 eller enligt aritmetiskt medelvärde

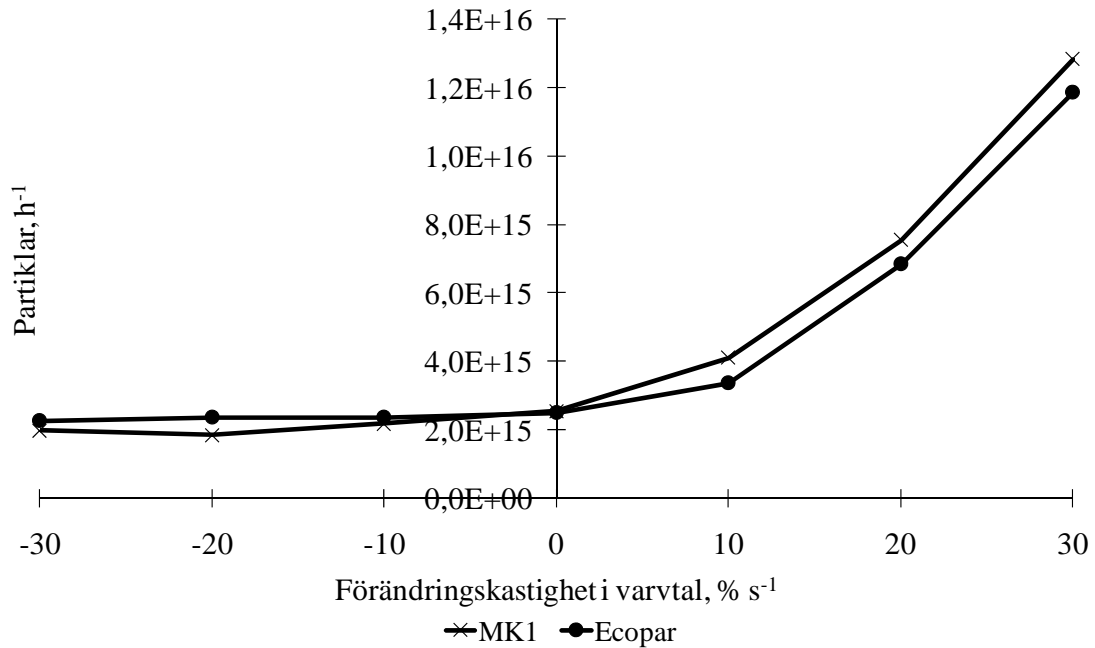
4.1. Fiktiva belastningsmönster

Resultaten visade inte på några betydande skillnader i partikelantal eller partikelstorleksfördelning mellan MK1 och Ecopar. Figur 41 visar att negativa transienter i moment endast hade en begränsad påverkan på det totala partikelantalet. Jämfört med statistiska förhållanden resulterade de negativa transienterna i något lägre halter. Vid positiva transienter var effekterna mer påtagliga, både MK1 och Ecopar uppvisade kraftigt höjda partikelantal. För MK1 ökade det totala partikelantalet från $3,3 \cdot 10^{15} \text{ h}^{-1}$ upp till $1,6 \cdot 10^{16} \text{ h}^{-1}$ medan ökningen för Ecopar var något högre vid de kraftigaste transienterna.



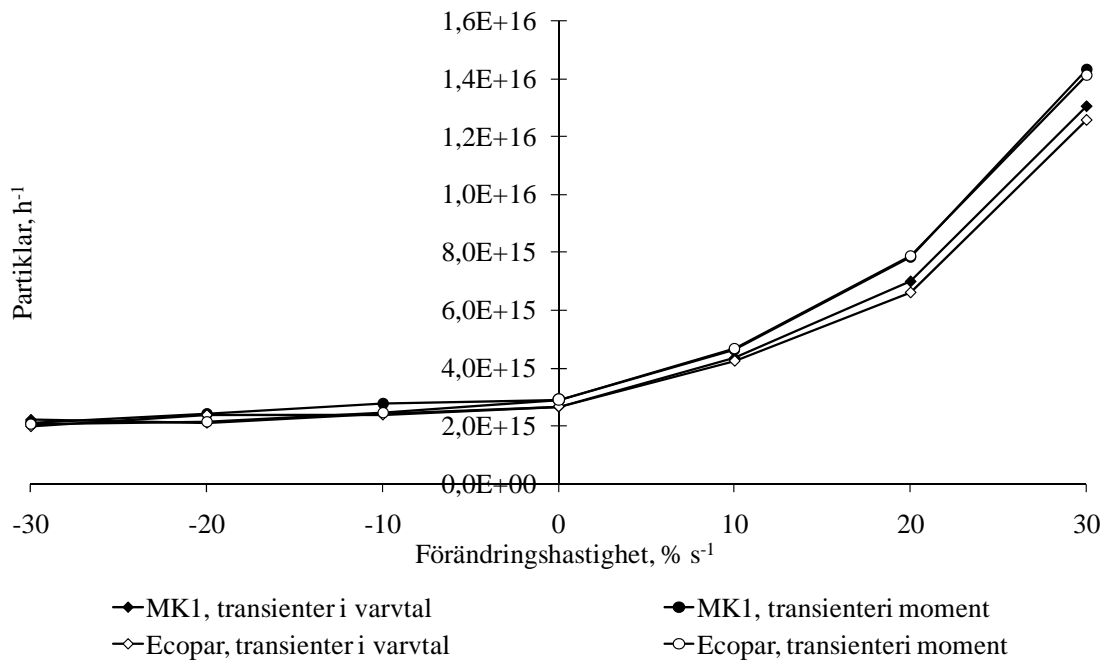
Figur 41. Effekter av transienter i moment på totala antalet partiklar

För transienter i varvtal var effekterna jämförbara med de vid transienter i moment. Resultaten indikerade att det totala partikelantalet minskade svagt vid negativa transienter i varvtal jämfört med statisk belastning vilket visas i figur 42. Vid positiva transienter i varvtal resulterade MK1 generellt i något högre halt jämfört med Ecopar. Denna skillnad var i samma storleksordning som den, vid referenspunkterna, uppmätta variationen inom respektive bränsle.



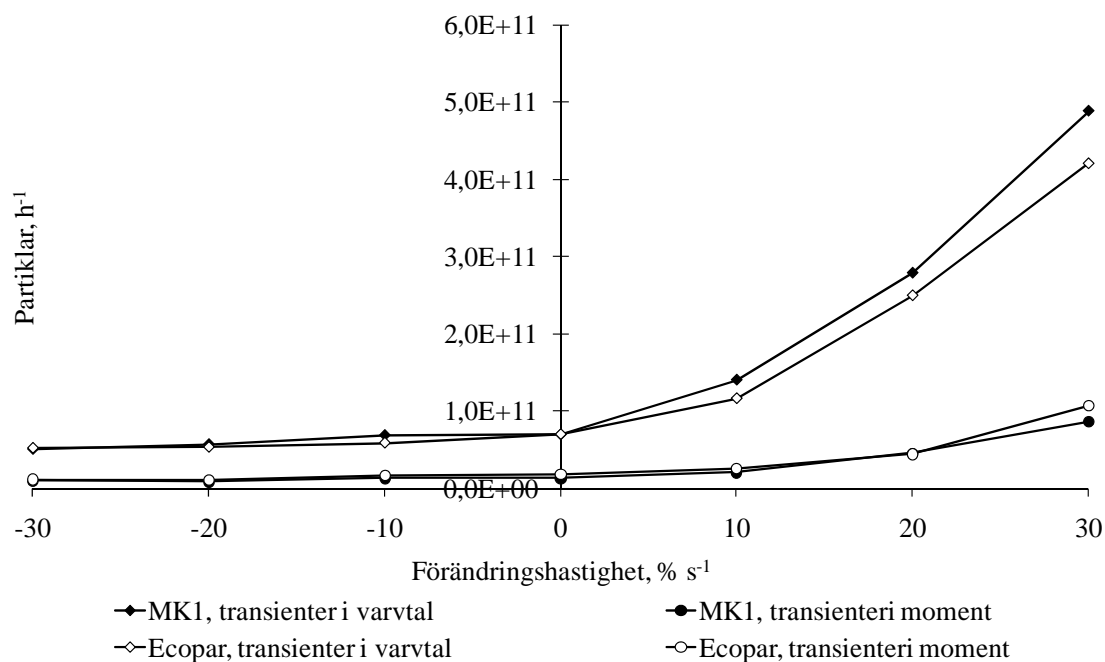
Figur 42. Effekter av transienter i varvtal på totala antalet partiklar

För de individuella storleksintervallen uppmättes motsvarande effekter som för totala antalet partiklar. Nedan redovisas endast de fraktionerna med aerodynamisk diameter, D_p , av $0,073 \mu\text{m}$ och $6,33 \mu\text{m}$. Dessa två fraktioner representerar dels den fraktion som har de individuellt högsta antalet partiklar samt fraktionen med störst partikeldiameter och därigenom det största bidrag till den totala massan partiklar.



Figur 43. Effekter av transienter i varvtal och moment på antalet partiklar med en aerodynamisk diameter av $0,073 \mu\text{m}$

I figur 43 redovisas de transienta effekterna i både varvtal och moment för MK1 och Ecopar. Resultaten visar att de positiva transienterna kraftigt ökade utsläppen av partiklar. Effekten var något kraftigare för transienter i moment jämfört med varvtal. För negativa transienter i moment och varvtal uppmättes en svag minskning av antalet partiklar. Mellan Ecopar och MK1 kunde inga tydliga skillnader bestämmas. Resultaten i figur 43, för partiklar med en aerodynamisk diameter av $0,073 \mu\text{m}$, uppvisade liknande trend som uppmättes för det totala antalet partiklar.



Figur 44. Effekter av transienter i varvtal och moment på antalet partiklar med en aerodynamisk diameter av $6,33 \mu\text{m}$

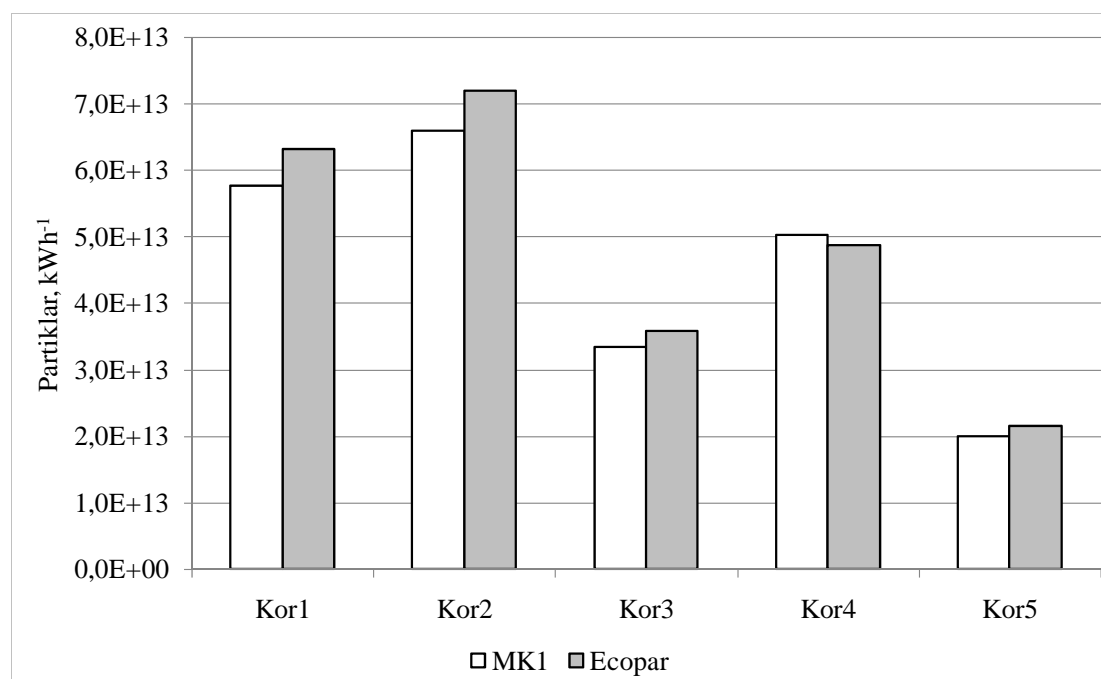
För de större partiklarna med en aerodynamisk diameter av $6,33 \mu\text{m}$ uppmättes kraftigt ökat antal partiklar vid positiva transienter i varvtal, figur 44. Även för positiva transienter i moment uppmättes ett ökat antal partiklar, dock var effekten inte påtaglig. För negativa transienter i varvtal och moment minskade antalet partiklar svagt. Detta återspeglades även i uppmätt partikelmassa där partikelmängderna ökade med upp till 8 ggr vid snabba varvtalsökningar jämfört med motsvarande statiska belastning. Motsvarande ökning av partikelmassan vid positiva transienter i moment uppgick till cirka 4 gånger vilket även överensstämmer med antalsökningen.

4.2. Inspelade arbetsoperationer

För de inspelade arbetsoperationerna redovisas både specifika utsläpp i g kWh^{-1} och transienta effekter. Ett värde över 1 innebär att de transienta effekterna i genomsnitt genererade en större mängd partiklar än om inga transienta effekter förekom, det vill säga högre partikelhalt än under stabila och optimala förhållanden. Genomsnittlig effekt, varvtal och moment för de olika arbetsoperationerna redovisas i tabell 9.

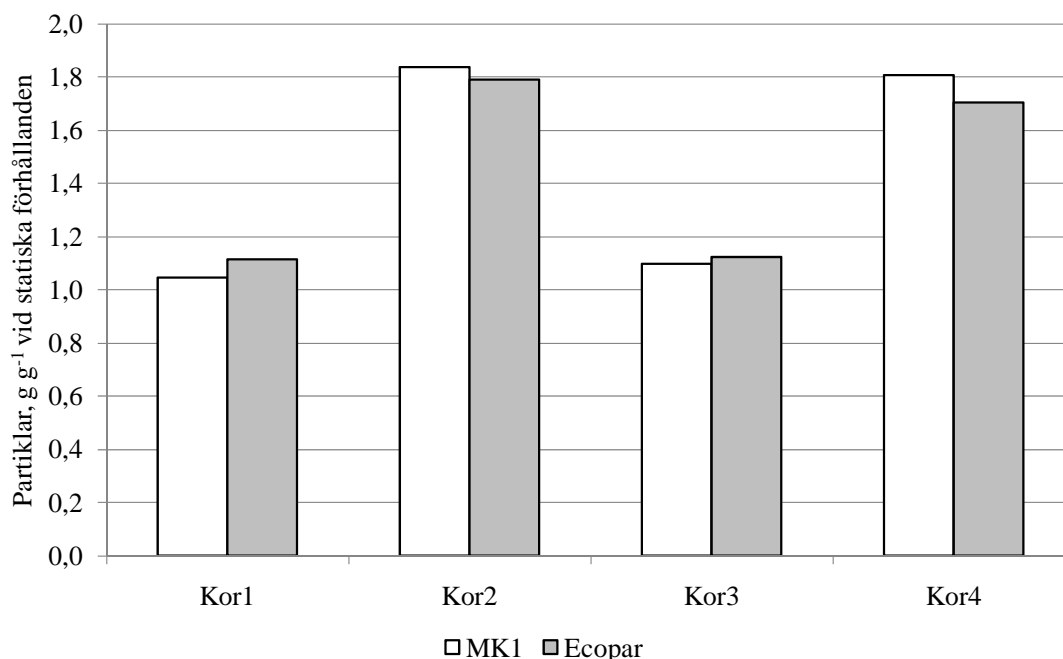
Tabell 9. Genomsnittlig effekt, varvtal och moment för inspelade arbetsoperationer

Arbetsoperation	Effekt, kW	Varvtal, min ⁻¹	Moment, Nm
1	21	1416	140
2	85	1737	447
3	119	1897	604
4	67	1335	423
5	121	1561	738



Figur 45 Totala antalet partiklar för inspelade arbetsoperationer.

I figur 45 redovisas uppmätt specifik partikelhalt i g kWh⁻¹ från de inspelade arbetsoperationerna. De högsta specifika halterna uppmättes från arbetsoperation 1, 2 och 4. Det var även dessa arbetsoperationer som hade de lägsta genomsnittliga belastningen och de kraftigaste transienterna. Både arbetsoperation 1 och 4 bestod av lastarbete, medan arbetsoperation 2 innehöll upprepade accelerationsförlopp. Arbetsoperation 2 resulterade även i de högsta absoluta partikelhalterna, cirka $5,5 \cdot 10^{15}$ partiklar per timme. En orsak till dessa höga partikelhalter var att motorn, under stora delar av arbetscykeln arbetade vid låga varvtal och höga momentbelastningar. Även under motsvarande statiska belastning erhöles relativt höga partikelhalter.



Figur 46. Transienta effekter på totala antalet partiklar för inspelade arbetsoperationer.

För arbetsoperation 1, frontlastar arbete med lantbrukstraktor, var de transienta effekterna relativt moderata, medan de för arbetsoperation 4, frontlastararbete med hjullastare var betydligt högre. Liknande resultat uppmättes även för utsläpp av kolmonoxid och partikelmassa uppmätt med TEOM. Även för arbetsoperation 2 uppmättes tydliga transienta effekter. Att de transienta effekterna var mycket kraftigare för arbetsoperation 2 och 4 jämfört med 1 kan förklaras genom belastningscykelns utseende. För arbetsoperation 2 och 4 var höga momentbelastningar vid låga varvtal relativt frekvent förekommande. Under dessa förhållanden var det stor risk att turbon inte klarade av att ge ett tillräckligt högt laddtryck, vilket resulterade i lägre syretillgång och eventuellt lokala zoner med syreunderskott under förbränningen.

Någon skillnad i specifika partikelhalter eller transienta effekter mellan MK1 och Ecopar kunde inte påvisas. För de specifika partikelhalterna resulterade Ecopar i något högre värde än vad som uppmättes för MK1, dock var skillnaderna begränsade jämfört med den uppmätta variationen inom respektive bränsle.

5. Slutsatser

Både MK1 och Ecopar har likartade sammansättningar avseende innehåll av kol och väte medan det förekom skillnader i aromathalt. Även energiinnehåll och cetan nummer var av samma nivå. Trots den begränsade avvikelser i sammansättning förekom tydliga skillnader i emissioner av organiska ämnen.

Samtliga emissioner av organiska ämnen från både MK1 och Ecopar var på en mycket låg nivå, i flertalet fall under detektionsnivån för de applicerade metoderna. Utsläppen av naftalen, 1-metyl naftalen och 2-metyl naftalen från Ecopar var i princip obefintliga jämfört med nivåerna från MK1. Däremot indikerade resultaten att emissionerna av formaldehyd och acetaldehyd från Ecopar var högre än från referensbränslet MK1.

Effekterna av transienter i moment och varvtal visade tydligt att utsläppen ökar kraftigt under varvtals och momentökningar. Relativt statisk belastning var effekterna jämförbara för både MK1 och Ecopar, ju kraftigare transient belastning desto större effekt. Däremot var, i de flesta fallen, de absoluta utsläppen från Ecopar jämförbara eller mycket lägre än från MK1. Vid negativa transienter, varvtals och momentminskning minskade utsläppen svagt.

För partiklars antalskoncentration och storleksfördelning förekom inga mätbara skillnader mellan bränslena. I samtliga mätningar var uppmätt variation inom respektive bränsle större än skillnaderna mellan bränslena. De transienta effekterna på partiklarnas antal och storleksfördelning uppvisade samma trender som uppmättes för partikelmassa. För partiklar med en liten aerodynamisk diameter uppmättes kraftigt ökat absolut antal vid varvtals och momentökningar medan effekten för större partiklar var begränsad, speciellt vid transienter i moment. Däremot var de relativa effekterna kraftigare för de större partiklarna.

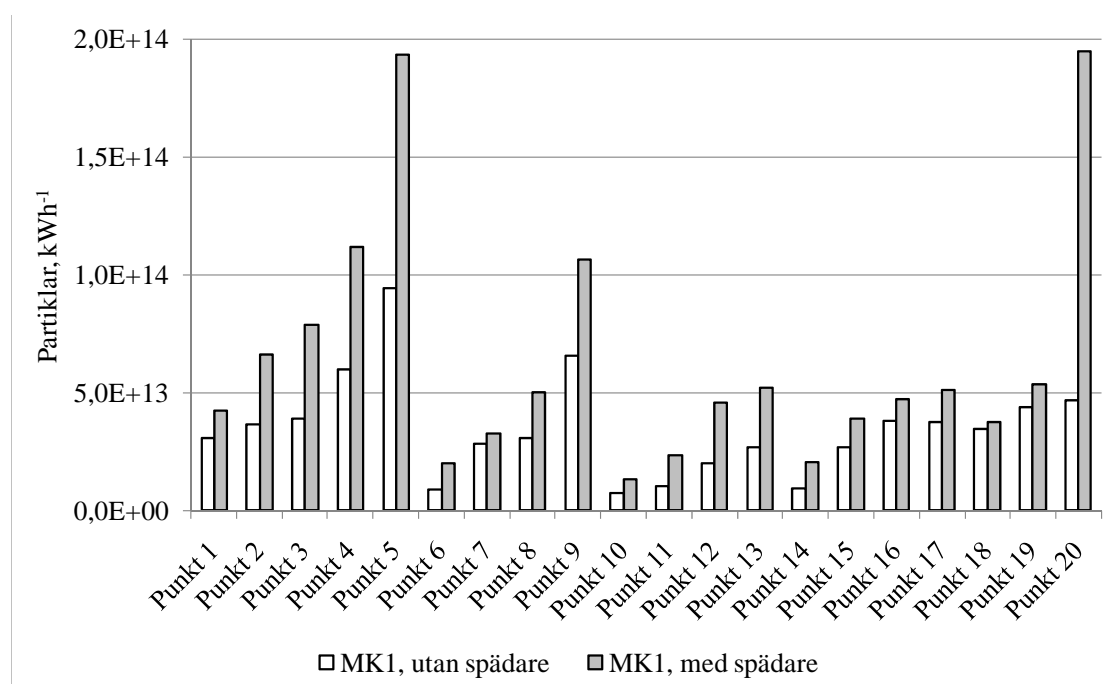
6. Referenser

- Barsic, N. 1984. Variability of heavy-duty diesel engine emission for transient and 13-mode steady-state test methods. Society of Automotive Engineers Technical Paper Series 840346. Warrendale, Pa.:SAE
- Bosch, R. (2007). *Automotive Handbook* (7 uppl.). Stuttgart, Germany.
- EU (2004). Directive 2004/ 26/EC of the European Parliament and of the Council of 21 April 2004 amending Directive 97/68/EC on the approximation of the laws of the Member States relating to measures against the emission of gaseous and particulate pollutants from internal combustion engines to be installed in non-road mobile machinery. European Union Official Journal L 146 , 1-107
- ISO. (1997). ISO 8178-4; Reciprocating internal combustion engines - exhaust emission measurements - Part 4: test cycles for different engine applications. International Organisation of Standardisation, Geneva, Switzerland
- Johansson C; Romero R; Vesely V (1997). Emissioner av kolväten från vägtrafik, Analys av mätningar i Söderledstunneln i Stockholm. ITM-rapport 61
- Kittelson D B (1998) Engines and nanoparticles: a review. *Journal of Aerosol Science*, 1998, 29, 575-588
- Lighty J; Veranth J M; Sarofim A F (2000). Combustion aerosols: Factors Governing their size and composition and implications to human health. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 2000, 50, 1565-1618.
- Miljömålsrådet (2008) Miljömålen – Nu är det bråttom. Miljömålsrådets utvärdering av Sveriges miljömål 2008.
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA) (2002). Health assessment document for diesel engine exhaust.
- Vouitsis E; Ntziachristos L; Samaras Z (2003) Particulate matter mass measurement for low emitting powered vehicles: what's next? *Progress in Energy and Combustion Science*, 2003, 29: 635-672
- Vägverket (2008). Handbok för vägtrafikens luftföroreningar – Kapitel 2 Effekter. http://www.vv.se/templates/page3____2090.aspx

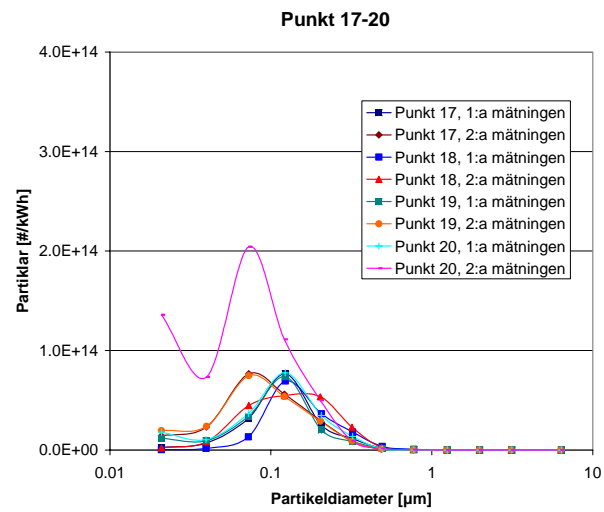
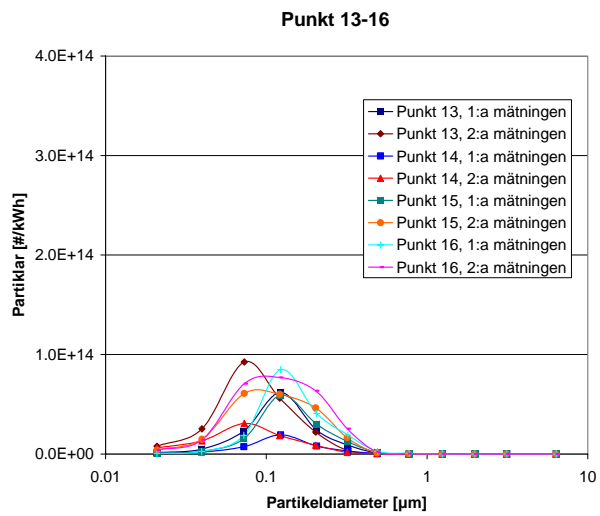
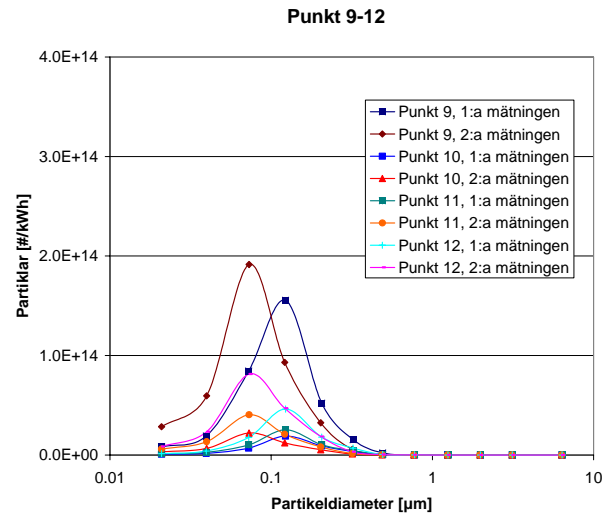
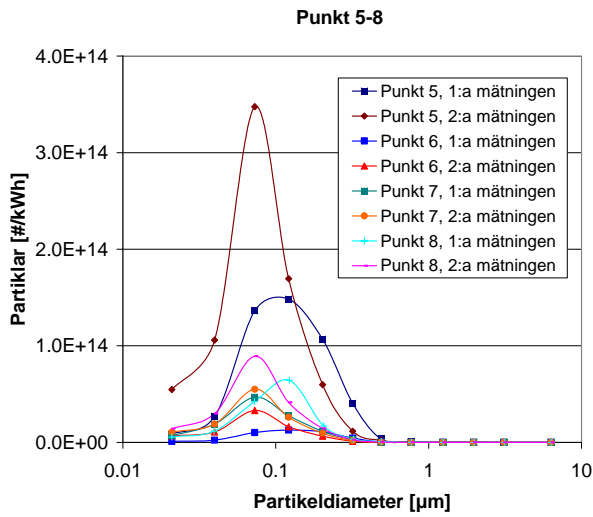
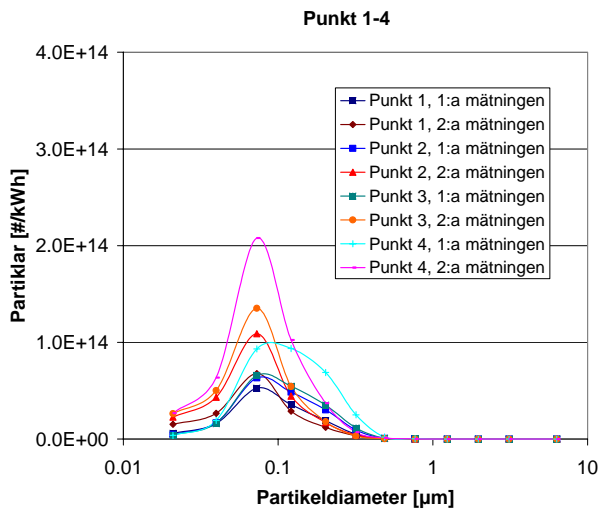
7. Bilaga 1: Jämförelse av partikelmätningar med och utan spädare

En ejektorspädare användes för att späda avgaserna till ELPI:n vid huvuddelen av försöken, dock inte vid de första. Figurerna nedan visar jämförelser av mätningar med respektive utan spädare med samma bränsle, MK1. Första mätningen (staplar och kurvor i blå nyanser) gjordes utan spädare och visade på ett betydligt lägre antal partiklar än andra mätningen, där spädare användes (staplar och kurvor i röda nyanser).

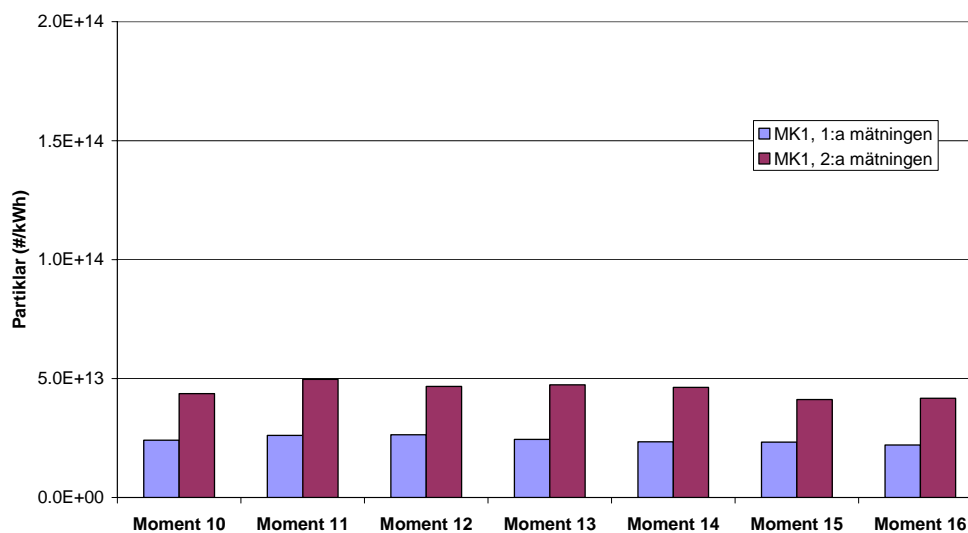
Kurvorna för storleksfördelning är också något förskjutna mot större partiklar vid mätningarna utan spädare. En rimlig förklaring till skillnaden är att spädningen bromsat upp koagulation av partiklar, dvs. processen att partiklar som kolliderar med varandra slår sig samman till en större partikel.



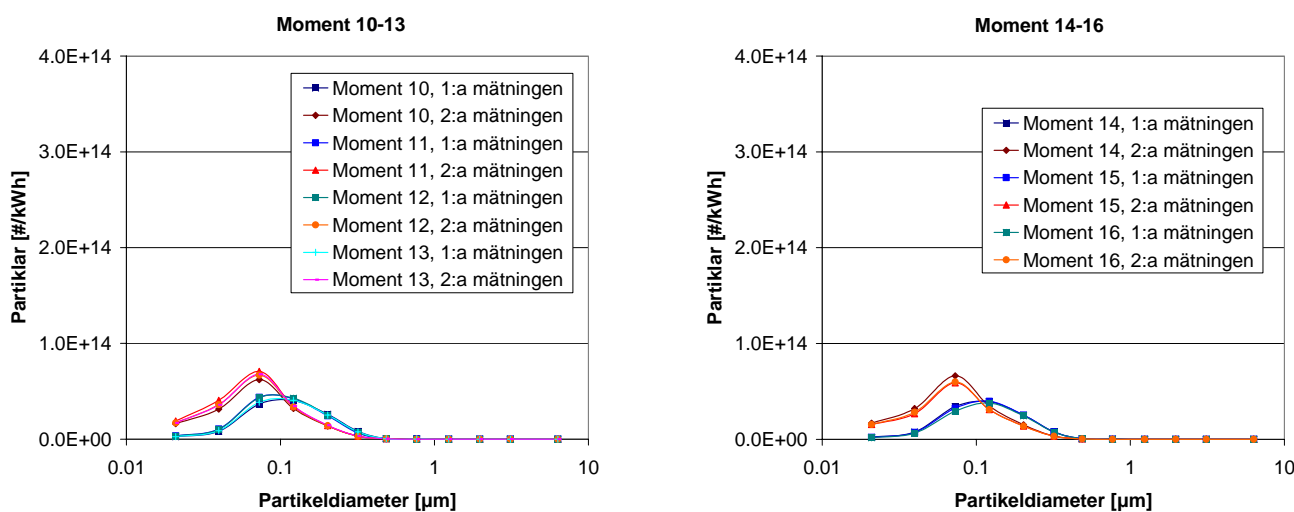
Totala antalet partiklar vid försök med MK1. 1:a mätningen utan spädare, 2:a mätningen med. Statiska punkter.



Antalsstorleksfördelningar för partiklar vid försök med MK1. 1:a mätningen utan spädare, 2:a mätningen med. Statiska punkter.



Totala antalet partiklar vid försök med MK1. 1:a mätningen utan spädare, 2:a mätningen med. Transienter i moment.



Antalsstorleksfördelningar för partiklar vid försök med MK1. 1:a mätningen utan spädare, 2:a mätningen med. Transienter i moment.

Tidigare publikationer/ Earlier publications

Rapport/Report

- 001 2008 Nilsson, D. & Bernesson, S. Pelletering och brikettering av jordbruksvaror – En systemstudie
- 002 2008 Bernesson, S., Olsson, J., Rodhe, L., Salomonsson, E. & Hansson, P-A. Inblandning av aska från biobränslen i flytande biogasrötrest
- 003 2008 Gunnarsson, C., Olsson, J., Lundin, G. & de Toro, A. Spannmål till energi – ökad lönsamhet genom anpassning av odlingsystemet
- 004 2008 Johansson, T. & Lundh, J-E. Försök med upprepad röjning av björk och sälg
- 005 2008 Cardoso, M. Olsson, J. & de Toro, A. Manual till JTI/SLUs kalkylprogram för maskinkostnader i Excel
- 006 2008 de Toro, A., Cardoso, M. & Olsson, J. Manual till JTI/SLU:s kalkylator för maskinkostnader i latbruket
- 007 2009 Amiri, S. On variance estimation and a goodness-of-fit test using the bootstrap method
- 008 2009 Johansson, T. Avverkningstidpunktens inverkan på rot- och stubbskottutvecklingen hos 15-årig klippal och 8-årig grail. Biomassaproduktionens variation beroende på avverkningstidpunkten
- 009 2009 Sundberg, C. Minimisation of odour from composting of food waste through process optimisation – a Nordic collaboration project
- 010 2009 Cuvilas, C.A. Characterisation of available and potential sources of wood fuels in Mozambique
- 011 2009 Nilsson, D, & Bernesson, S. Halm som bränsle – Del 1: Tillgångar och skördetidepunkter
- 012 2009 Olsson, O. European bioenergy markets: integration and price convergence
- 013 2009 Ladanai, S. & Vinterbäck, J. Global potential of sustainable biomass for energy
- 014 2009 Johansson, T. Root biomass production and distribution in young birch stands planted at four spacings on two different sites in Sweden
- 015 2009 Lindgren, M., Arvidsson, H., Wetterberg, C., Johansson, B. & Hansson, P-A. Reglerade emissioner under statiska och transienta belastningar

SLU
Institutionen för energi och teknik
Box 7032
750 07 UPPSALA
Tel. 018-67 10 00
pdf.fil: www.et.slu.se

SLU
Department of Energy and Technology
Box 7032
S-750 07 UPPSALA
SWEDEN
Phone +46 18 671000
