



**Emissioner av kolväten från vägtrafik**

—

Analys av mätningar i  
Söderledstunneln i Stockholm

*Christer Johansson  
Rodrigo Romero  
Vaclav Vesely*

# **Emissioner av kolväten från vägtrafik**

-

## **Analys av mätningar i Söderledstunneln**

**Christer Johansson, Rodrigo Romero och Vaclav Vesely**

I samarbete med  
Miljöförvaltningen i Stockholm,  
Vägverket, Borlänge och Region Stockholm

---

Institutet för tillämpad miljöforskning

Stockholms universitet

106 91 Stockholm

Tryckeri: ITM Solna 1997

# INNEHÅLL

---

<b>Sammanfattning .....</b>	<b>1</b>
<b>Förord.....</b>	<b>3</b>
<b>Bakgrund och kunskapsläge .....</b>	<b>4</b>
<b>Beskrivning av mätplatser och metodik.....</b>	<b>7</b>
Söderledstunneln .....	8
Mätmetoder.....	9
1. Provtagning och analyser av alkaner, alkener, aromater .....	9
2. Provtagning och analyser av oxygenater .....	11
Emissionsberäkningar.....	12
<b>Resultat .....</b>	<b>13</b>
Trafikflöden och fordonssammansättning .....	13
Medelhastighet .....	15
Luftföroreningshalter i tunneln.....	17
Medelhalter .....	17
Halter av olika alkaner .....	17
Halter av olika alkener .....	19
Halter av bensen och toluen.....	21
Halter av aldehyder och ketoner .....	22
Dygnsvariationer i halter.....	24
Uppmätta emissionsfaktorer .....	25
Alkaner.....	26
Alkener.....	28
Bensen och toluen.....	30
Aldehyder.....	33
Utsläppens sammansättning.....	35
Har kolvätesammansättningen i trafikavgaserna förändrats under de senaste 10 åren? .....	36
<b>Referenser.....</b>	<b>38</b>

## SAMMANFATTNING

I rapporten presenteras resultat från mätningar av flyktiga kolväten och trafikparametrar i Söderledstunneln under december 1995 t o m februari 1996. Utifrån resultaten beräknas emissionsfaktorer för trafiken som jämförs med emissionsfaktorer dels från mätningar i andra tunnlar, dels från studier i avgaslaboratorier under kontrollerade körförhållanden. En litteraturgenomgång visar att det finns mycket lite information som är relevant för svenska förhållanden.

Tyvär har det inte varit möjligt att dela upp värdena i Söderledstunneln i utsläppsfaktorer för olika fordonstyper. I tabellen nedan sammanfattas de värden som mätts upp. I förekommande fall jämförs med andra studier dels mätningar i Tingstadstunneln i Göteborg dels bästa uppskattningar av emissionsfaktorer utifrån mätningar på svenska bilar i avgaslaboratorier.

När det gäller alkanerna noteras de högsta emissionerna för iso-pentan (40 mg/fkm), n-pentan (14 mg/fkm), n-butan (22 mg/fkm) och iso-butan (11 mg/fkm) (se tabellen nedan). Iso-pentan och n-butan står för 42% respektive 24% av utsläppen av de alkaner som mätts upp i tunneln. Av alkenerna dominerar eten och propen. Emissionsfaktorerna var 35 mg/fkm respektive 17 mg/fkm för dessa ämnen. För acetylen uppmättes 21 mg/fkm. När det gäller eten kan värdet jämföras med beräknat värde för fordonstrafiken i Tingstadstunneln i Göteborg på 60 mg/fkm. Detta värde är dock osäkert eftersom det baseras på mätningar under enbart en natt, men till en del beror säkert skillnaden på större lutning på vägbanan och ojämnare trafikrytm i Tingstadstunneln. I Gubristunneln i Zürich (Schweiz) erhöles 26 mg eten/fkm. I Gubristunneln var katalysatorandelen ca 78%, dvs högre än i de svenska tunnlar och andelen tung trafik var 4,4%.

För bensen och toluen erhålls 21 respektive 77 mg/fkm. Motsvarande värden för Tingstadstunneln är 52 och 120 mg/fkm, dvs väsentligt högre även för dessa ämnen. Utifrån studier i avgaslaboratorium under konstant hastighet och med hänsyn till trafikens sammansättning, erhålls 21 respektive 33 mg/fkm för bensen och toluen, vilket för bensen är mycket god överensstämmelse med mätningarna i Söderledstunneln, som också kan karakteriseras med jämn trafikrytm under den största delen av tiden. Värdet för toluen förefaller lågt eftersom kvoten mellan toluen och bensen, enligt resultaten från mätningarna i avgaslaboratorium, skulle vara 1,6 (=33/21), vilket är betydligt lägre än vad mätningarna i Tingstadstunneln och Söderledstunneln visar.

För formaldehyd, acetaldehyd och bensaldehyd uppmättes 18, 28 respektive 9,5 mg/fkm. Värdet för formaldehyd är nästan identiskt med motsvarande värde i Tingstadstunneln — 20 mg/fkm. Utifrån mätningar i avgaslaboratorier med amerikanska eller europeiska körcykler beräknas 33, 21 och 3,8 mg/fkm för formaldehyd, acetaldehyd och bensaldehyd. Körcykeltesterna innefattar bl a mera ryckiga körmönster och skulle därför förväntas ge högre värden än vad som motsvarar förhållandena i Söderledstunneln. Detta tycks också stämma för formaldehyd, medan däremot värdena för acetaldehyd och bensaldehyd är lägre i körcykelmätningarna. Sammanfattningsvis kan det konstateras att det råder stora brister i kunskaperna om emissionerna av enskilda flyktiga kolväten från vägtrafik. För vissa ämnen kan skillnaderna i olika mätningar vara stora. Ytterligare verifieringar av emissionsfaktorer från vägtrafik under verkliga körförhållanden krävs för att skapa säkrare underlag för bedömning av vägtrafikens miljö- och hälsopåverkan.

Sammanfattning av emissionsfaktorer uppmätta i Söderledstunneln i Stockholm samt jämförelse med Tingstadstunneln (Göteborg) och Gubristunneln (Zürich). Dessutom jämförs med uppskattningar av emissionsfaktorer relevanta för förhållandena i Söderledstunneln utifrån mätningar på svenska fordon i avgaslaboratorier (se texten för ytterligare förklaringar och referenser). Som jämförelse anges även värden för NO<sub>x</sub> och CO.

Ämne	Söderledstunneln, 1995/96 Stockholm	Tingstadstunneln, 1994 Göteborg	Gubristunneln, 1995, Zürich	Avgaslab-mätningar
NO <sub>x</sub> (g/fkm)	1,5 ± 0,1	1		
CO (g/fkm)	5,3 ± 0,9	6	5,2 ± 0,5	
Etan (mg/fkm)	4,5 ± 0,2			
Propan (mg/fkm)	1,4 ± 0,1			
iso-Butan (mg/fkm)	11 ± 1			
n-Butan (mg/fkm)	23 ± 1			
cyklo-Pentan (mg/fkm)	2,3 ± 0,3			
iso-Pentan (mg/fkm)	40 ± 3			
n-Pentan (mg/fkm)	14 ± 2			
Eten (mg/fkm)	35 ± 2	60 <sup>4)</sup>	26 ± 3 <sup>7)</sup>	
Propen (mg/fkm)	17 ± 1			
Acetylen (mg/fkm)	21 ± 1			
trans-2-Buten (mg/fkm)	1,4 ± 0,1			
1- Buten (mg/fkm)	2,6 ± 0,1			
iso-Buten (mg/fkm)	5,6 ± 0,3			
cis-2-Buten (mg/fkm)	0,9 ± 0,1			
Bensen (mg/fkm)	21 ± 2	52 ± 9 <sup>5)</sup>		23 <sup>3)</sup>
Toluen (mg/fkm)	76 ± 6	120 ± 21 <sup>5)</sup>		33 <sup>3)</sup>
Formaldehyd (mg/fkm)	18 ± 3	20		17 - 21 <sup>1)</sup>
Acetaldehyd (mg/fkm)	28 ± 8			3,7 - 29 <sup>1)</sup>
Bensaldehyd (mg/fkm)	9,5 ± 0,7			5 <sup>2)</sup>
<b>Kolväten totalt (mg/fkm)</b>	<b>105<sup>6)</sup></b>			

<sup>1)</sup> Uppskattningar baserade på mätningar av avgaser från svenska personbilar med och utan katalysator vid varierande körförhållanden (FTP och ECE, se texten för förklaringar och referenser).

<sup>2)</sup> Uppskattning baserat på enbart mätning på svensk personbil med katalysator.

<sup>3)</sup> Baserade på mätningar under körning vid konstant hastighet.

<sup>4)</sup> Osäkert värde baserat på mätningar under en natt (6-7/12).

<sup>5)</sup> Data baserade på veckomedelvärden i tunneln.

<sup>6)</sup> Metanekvivalenter, dvs räknat som om allt vore metan.

<sup>7)</sup> Katalysatorandel ca 78% och tung trafikandel ca 4,4%.

## FÖRORD

Mätningarna som presenteras i denna rapport ingår i ett projekt, som är fokuserat på flyktiga organiska ämnen (kolväten). Syftet är att kartlägga förekomsten av olika flyktiga kolväten i den urbana miljön (Stockholm), kvantifiera de mest betydelsefulla källorna och utvärdera kemiska processers betydelse för förekomsten av dessa ämnen.

Vägtrafiken utgör den enskilt största källan för kväveoxider och kolmonoxid. Detta gäller även för de flesta flyktiga kolvätena i urbana miljöer. Det finns därför ett stort behov att säkerställa noggrannheten i nuvarande emissionsfaktorer för olika fordonstyper. Nuvarande kunskap är mycket bristfällig och baseras till stor del på mätningar på enskilda fordon under olika körcykler i avgaslaboratorier. Mycket få studier av emissionerna under verkliga körförhållanden har genomförts.

I denna rapport redovisas resultat från mätningar av enskilda kolväten och emissionsberäkningar för trafiken i Söderledstunneln i Stockholm. Mätningar av kväveoxider och kolmonoxid presenteras i en separat rapport (Johansson m fl., 1996).

Syftet med denna rapport är att:

- utifrån uppmätta värden på ökningen i halt av enskilda flyktiga kolväten samt trafikflöden för olika fordonstyper och luftvolymen beräkna emissionerna av dessa ämnen för olika fordonstyper
- jämföra uppmätta emissionsfaktorer med emissionsfaktorer från liknande studier och uppskattningar baserade på mätningar i avgaslaboratorier.

Mätningarna har finansierats av Vägverket Borlänge, Vägverket Region Stockholm och Miljövårdsfonden vid Stockholms läns landsting. Ansvarig för projektet är Luftlaboratoriet vid ITM (Institutet för tillämpad miljöforskning, Stockholms universitet). ITM luftlab. har svarat för mätningar och analyser av kolväten och Slb-analys (Miljöförvaltningen i Stockholm) har bistått med mätningar av kväveoxider, kolmonoxid och luftflöden i tunneln. Vägverket Konsult har svarat för de manuella och automatiska trafikräkningarna.

Speciellt tack för synpunkter på en tidig version av rapporten riktas till Håkan Johansson (Vägverket, Borlänge), Roger Westerholm (Analytisk kemi, Stockholms universitet), Anders Laveskog (Motortestcenter, Haninge) samt Karl-Gunnar Westerlund och Tage Jonson (Miljöförvaltningen, Stockholm).

## BAKGRUND OCH KUNSKAPSLÄGE

”Kolväten” (HC) är en samlingsbeteckning på en stor grupp ämnen, som vart och ett har väsentligt olika egenskaper ur miljö- och hälsosynpunkt. Vissa alkener<sup>1</sup> och aromater<sup>2</sup> är genotoxiska (cancerframkallande), neurotoxiska (påverkar det centrala nervsystemet) och är viktiga för ozonbildningen i troposfären, medan alkanerna inte påvisats ge några hälsoeffekter och bidrar betydligt mindre till ozonbildningen jämfört med alkener och aromater. Vägtrafiken utgör den enskilt största källan för de kolväten som mänskliga aktiviteter orsakar. Detta gäller inte bara i Sverige utan även i de flesta andra länder. Effekterna på miljön sträcker sig från den lokala skalan, intill trafikleder, till den regionala skalan (hela eller en stor del av Europa), genom att kolvätena påverkar fotokemiska processer i atmosfären.

En bättre kännedom om utsläppen av kolväten från vägtrafik är väsentlig för att kunna följa upp de av riksdagen godkända nationella miljömålen (Naturvårdsverket, 1995):

- ”Luftkvaliteten skall förbättras så att de återstående riskerna för människors hälsa till följd av utsläpp av luftföroreningar från trafik, industri- och energianläggningar undanröjs”.
- ”Utsläppen av cancerframkallande ämnen bör minska med 90% i tätorterna för att de långsiktiga hälsoeffekterna skall vara på en acceptabel nivå. Ett delmål är att halvera utsläppen till år 2005”.
- ”Utsläppen av flyktiga organiska ämnen bör minska med 50% till år 2000 räknat från 1988 års nivå”.

I arbetet för ett miljöanpassat transportsystem (MaTs) har ytterligare ett antal mål satts upp, som kräver kraftiga minskningar av utsläppen av kväveoxider och cancerframkallande ämnen (Naturvårdsverket, 1996):

- risken att få cancer till följd av exponering för luftföroreningar skall inte överstiga ett fall per miljon invånare
- överkänslighetsreaktioner eller allergiska besvär får inte förvärras av luftföroreningar
- lungfunktionsnedsättning hos barn och astmatiker på grund av luftföroreningar får inte förekomma
- akuta dödsfall på grund av luftföroreningar hos personer med nedsatt lungfunktion får inte förekomma.

---

<sup>1</sup> Alkener är kolväten med en eller flera dubbelbindningar. Alkanerna saknar dubbelbindningar.

<sup>2</sup> Aromater är ämnen med en (monoaromater) eller flera (polycykliska aromater) bensenringar.

I svenska tätorter är halterna av genotoxiska och neurotoxiska kolväten betydligt högre än de av IMM (Institutet för Miljömedicin) rekommenderade lågrisknivåerna<sup>3</sup>. Utifrån epidemiologiska och andra data uppskattas att luftföroreningar i tätorter medför ca 100 lungcancerfall per år i Sverige och 100 till 1000 cancerfall totalt (SOU, 1996).

**Hälsopåverkan av flyktiga kolväten och föreslagna gränsvärden och lågrisknivåer (SOU, 1996).**

Ämne	Kritisk effekt	Föreslaget gränsvärde som långtidsmedelvärde Lågrisknivå <sup>1)</sup>	Cancerfall 1991 per år i Sverige <sup>2)</sup>
Eten	Cancer (t ex leukemi)	1,1 µg/m <sup>3</sup> (IMM)	1 till 30
Propen	Cancer		5
1,3-Butadien	Cancer	0,036 - 0,30 µg/m <sup>3</sup> (IMM)	4 till 50*
Formaldehyd	irrit., cancer	1 till 20 µg/m <sup>3</sup> (WHO)	25
Bensen	cancer (t ex leukemi)	1,3 µg/m <sup>3</sup> (IMM)	3 till 10
Toluen Xylen	Påverkan på Centrala nervsyst.	40 till 400 µg/m <sup>3</sup> (IMM)	

<sup>1)</sup> Motsvarar den halt som teoretiskt skulle medföra livstidsrisken 1 på 100 000 (1\*10<sup>-5</sup>).

<sup>2)</sup> Baseras på uppskattad genomsnittlig exponering för ämnet i Sverige samt beräkningar av Törnqvist och Ehrenberg (1994).

Utsläppen av enskilda kolväten har ännu inte blivit föremål för särskilda emissionskrav, dvs de tillhör de s k oreglerade föroreningarna. I jämförelse med kunskapsnivån avseende emissionsfaktorer för reglerade ämnen (kväveoxider, NO<sub>x</sub>, kolmonoxid, CO, totalkolväten, HC och partiklar) är kunskapen om de oreglerade ämnena betydligt sämre.

Utsläpp av kolväten från fordon uppkommer, dels p g a ofullständig förbränning av drivmedlet och motorns smörjolja, dels genom avdunstning av bränsle från fordonets bränslesystem, såväl vid framfart som efter avslutad körning då fordonet fortfarande är uppvärmt. Andelen av ett ämne som släpps ut via avdunstning respektive via avgassystemet varierar beroende på ämne, temperatur och bränsle. Studier genomförda i Toronto 1992 visar att mellan 4% och 20% av de totala utsläppen av kolväten (exklusive metan) från trafiken kommer från avdunstat bränsle (McLaren m fl., 1996). Andelen var högre på sommaren och lägre utefter större trafikleder jämfört med innerstadsgator. I Sverige är det lag på att s k kanistrar skall användas fr o m 1988 års modeller för att minska avdunstningen av flyktiga kolväten. Enligt VTI's (Väg och trafikinstitutets) beräkningsmodell EM94, utgör avdunstningen från bensindrivna personbilar hela 43% av de totala kolväteutsläppen 1995 (Ulf Hammarström, VTI; Linköping, personlig kommentar, maj 1997).

<sup>3)</sup> Med lågrisknivå avses den halt som teoretiskt motsvarar en livstids cancerrisk på en av hundra tusen (10<sup>-5</sup>).



Motorbensin är en blandning av hundratals kolväten — alkaner, alkenar och aromater med mellan 4 och 12 kolatomer. Dieselbränslen innehåller huvudsakligen tyngre kolväten med 12 - 20 kolatomer. Inget enskilt kolväte utgör i genomsnitt större andel än 10 viktsprocent. De lättare kolvätena (med få kolatomer) har lägst kokpunkt och avdunstar i högre utsträckning jämfört med de tyngre kolvätena (med flera kolatomer). Så kallade alkylatbränslen (rena eller med alkoholinblandning) ger väsentligt högre utsläpp av lätta alkaner, alkenar, aldehyder samt acetylen medan utsläppen av aromater reduceras kraftigt i jämförelse med blyfria standardbränslen (Laveskog, 1993). Inblandning av syrenehållande ämnen i bränslen (t ex MTBE) leder till ökade utsläpp av det tillsatta ämnet, aldehyder, ketoner och minskning av övriga bensinkomponenter (Laveskog, 1993; Anderson m fl., 1996).

Den relativa sammansättningen av olika kolväten varierar dessutom beroende på körförhållandena; hastigheten, trafikrytmen och reningsteknik. Studier i avgaslaboratorier har visat att katalytisk avgasrening är förhållandevis effektivare att reducera utsläppen av lätta alkenar och acetylen jämfört med att reducera utsläppen av alkaner (Bailey m fl., 1990).

En rad faktorer påverkar utsläppen från bensinmotorer. Dels utformningen och funktionen av bränsle och tändsystem, förbränningsrum, ventilkarakteristik, gasföring och reglerfunktioner. Dels utformning/prestanda av reningsutrustning. Olika typer av reningsutrustning används (SOU, 1983):

- avgasåtercirkulation (EGR): en del av avgaserna återcirkuleras för att påverka förbränningstemperaturen,
- efterförbränning: av koloxid och kolväten i grenrör och avgassystem genom extra lufttillförsel,
- termisk reaktor för efterförbränning av koloxid och kolväten,
- oxiderande katalysator för efterförbränning av koloxid och kolväten i avgassystemet,
- trevägskatalysator som innebär katalytisk reduktion av kväveoxider och oxidation av koloxid och kolväten i ett steg samtidigt (detta kräver syrgasreglering via syresensor).

**KATALYSATORN.** Reningsutrustningens funktion och ålder kan ha mycket stor betydelse för utsläppens storlek. Matthews (1984) visade att personbilar med katalysatorer som beskrevs som "malfunctioning" hade tiotals gånger högre utsläpp av bensen och formaldehyd jämfört med samma fordon med "fungerande" katalysator. Mätningar av gasutsläpp i trafikmiljö på ett mycket stort antal fordon har visat att ett fåtal fordon med icke fungerande katalysator står för en mycket stor andel av de totala utsläppen från fordonen med katalysator (Sjödén, 1992). Betydelsen av utsläppen från fordon med icke fungerande katalysator har visats vid mätningar med sk FEAT teknik i Stockholm och Göteborg. Studien visade att 0,5% av fordonen med katalysator stod för 15%-20% av koloxidutsläppen och 10%-15% av kolväteutsläppen (Sjödén, 1997). Kritiskt för katalysatorns funktion är luft/bränsleblandningen. Vid acceleration eller vid hög hastighet sker ibland stora extra bränsletillskott för att skydda motor och katalysator mot överhettning. Katalysatorn kan då inte fungera korrekt (bränsleinblandningen styrs i dessa fall inte av lambdasonden som normalt ser till att bränsle-luft förhållandet är anpassat så att förbränningen sker stökiometriskt). Reningsutrustning för att minska utsläppen från dieselmotorer innefattar partikelfällor i avgassystemet, oxidationskatalysator för att förbränna koloxid och kolväten, avgasåtercirkulation (EGR). Utsläppen påverkas även av luft- och bränslesystemen i dieselmotorerna.

**KALLSTART.** Flera studier har visat att utsläppen under start och uppvärmningsfasen utgör en mycket stor del av de totala utsläppen under olika körcykler (Laveskog, 1990) och även att utomhustemperaturen har stor betydelse för utsläppen under denna fas. Mätningar på personbilar (med och utan katalysator) har visat att när fordonen väl är varmkörda tycks däremot omgivningens temperatur vara av relativt liten betydelse för utsläppens storlek (Lenner, 1996). Under kallstartsfasen utgör oförbränt bränsle en stor del av avgaserna. Kallstartsutsläppen påverkas av katalysatorns ålder (Anderson m fl., 1991) och av utomhustemperaturen (R. Westerholm, opublicerade mätningar, 1997).

**BRÄNSLE.** Utsläppen av koloxid och lätta kolväten från dieselmotorer är lägre jämfört med bensinmotorer. Däremot är utsläppen av tunga kolväten och polycykliska aromatiska kolväten samt partiklar och sot förhållandevis höga (SOU, 1983). Utsläppen är olika för olika dieselbränslen (Westerholm och Egebäck, 1991).

**KÖRFÖRHÅLLANDEN.** När det gäller de absoluta utsläppen (g/fkm) av olika ämnen påverkas de också av körförhållanden (hastighet, körrytm, vägbanans lutning m fl. faktorer).

Mätningar i en tunnel i USA visade t ex att utsläppen av CO, NO<sub>x</sub>, formaldehyd och totalkolväten i +3,3% uppförslut var nästan dubbelt så stora som utsläppen vid -3,8% till -1,8% nedförslut (Pierson m fl., 1996).

Laveskog (1995) jämförde utsläppen från dieseldrivna personbilar av NO<sub>x</sub>, CO, totalkolväten och partiklar vid olika lutning under konstant hastighet. Resultaten visar att skillnaderna i utsläpp för olika lutning är beroende av hastighet, motortyp och växelläge. För en 6-cylindrig dieselmotor ökade NO<sub>x</sub> emissionerna ökade med en faktor 1,3 till 2 då lutningen ökade från plan mark till 3% uppförslut. Vid 6% lutning uppför var NO<sub>x</sub> utsläppen mellan 2 och 5 gånger högre jämfört med plan mark. För den 4-cylindriga motorn var ökningarna betydligt större; 2 till 4 gånger högre vid 3% och 4 till 18 gånger högre vid 6% uppförslutning i jämförelse med plan mark. De största skillnaderna observeras vid de högsta hastigheterna, som i denna undersökning var mellan 50 och 110 km/h. För totalkolväten var däremot skillnaderna betydligt mindre. Vid 50 och 70 km/h kunde ingen skillnad mellan utsläppen vid plan mark och uppförslutning noteras. Vid 90 till 110 km/h ökade kolväteutsläppen med en faktor 1,3 till 2 vid 3% till 6% uppförslutning.

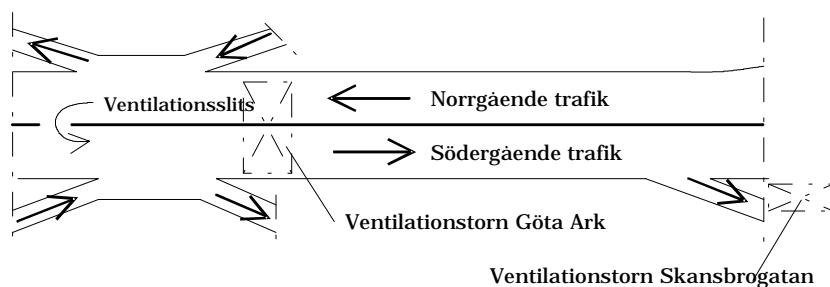
Ytterligare ett exempel är mätningar i Tingstadstunneln i Göteborg som visat att trafikstockningar med låg fordonshastighet (<20 km/h - 30 km/h) och ryckigt körmönster som följd kan resultera i en flerdubblade utsläpp i jämförelse med körning vid konstant hastighet i 70 km/h (Sjödén m fl., 1996).

Sammantaget blir problemet att beskriva emissionerna från alla fordonstyper och bränslen under alla körförhållanden som kan inträffa i en stad mycket komplext. Detta gör det angeläget att komplettera direktmätningar i avgaslaboratorier med mätningar av emissionerna under verkliga körförhållanden.

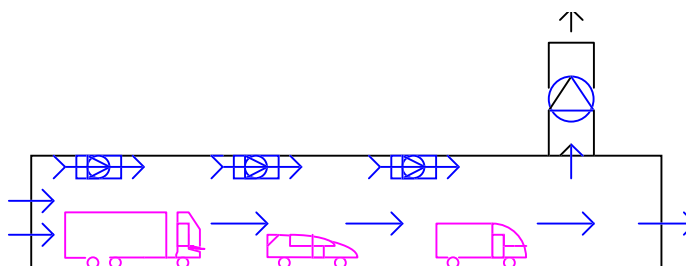
## BESKRIVNING AV MÄTPLATSER OCH METODIK

### Söderledstunneln

Söderledstunneln går i nordsydlig riktning under Södermalm i centrala Stockholm. Tunneln som är cirka 1500 meter lång har två tunnelrör varav ett för trafik norrut, östra tunnelröret och ett för trafik söderut, västra röret. Båda tunnelrören har på- och avfartsramper. Tunnelns principiella utseende framgår av figuren nedan. Mätningarna har skett i röret med norrgående trafik, dels 100 m in i tunneln från infarten, dels 1 km in i tunneln. De första 735 m lutar svagt uppåt (0,1%). Därefter är lutningen ca 1% (uppför).



**Figur 1. Söderledstunneln, planskiss. Mätningarna har skett i tunnelröret med norrgående trafik i två punkter (100 m respektive 1 km från tunnelinfarten). Luftintagen var placerade ca 1.5 meter över vägbanan och ca 1 - 2 m från tunnelväggen.**



**Figur 2. Ventilationen i Söderledstunneln hålls igång med impulsfläktar och fordonens kolvverkan.**

Tunneln ventileras genom att friskluft tillförs genom tillfartsmyrningar och ramper och blåses ut genom ventilationstorn, utfartsmyrningar och ramper. Ventilationen, som sker enligt principen för längsventilation, hålls normalt igång genom fordonens kolvverkan. Vid behov kopplas impulsfläktar på i tunnelrören.

## Mätmetoder

Mätningar av luftföroreningar gjordes dels 100 m in och dels 1 km in i tunneln. I båda dessa punkter mättes kväveoxider ( $\text{NO}_x/\text{NO}_2$ ), kolmonoxid (CO) samt 10 - 15 olika kolväten (alkaner, alkener, aromater, aldehyder och ketoner). I denna rapport redovisas endast resultaten från kolvätemätningarna.

### 1. Provtagning och analyser av alkaner, alkener, aromater

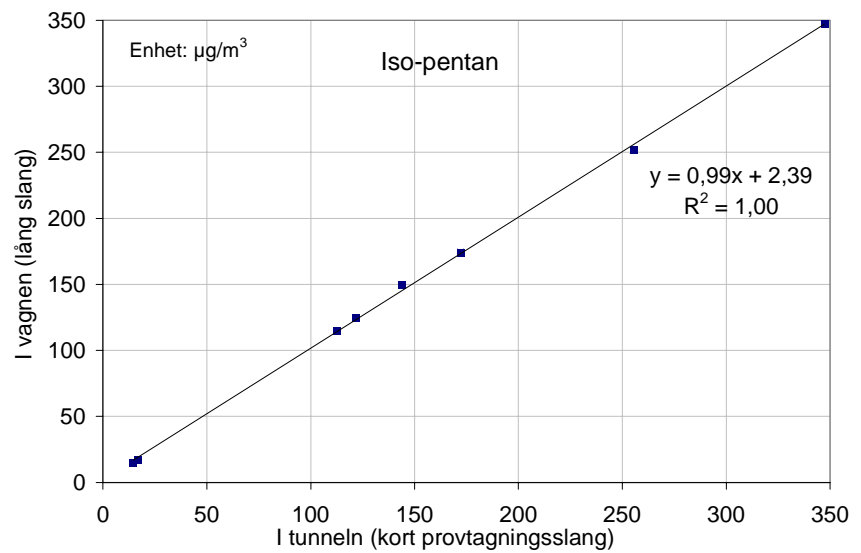
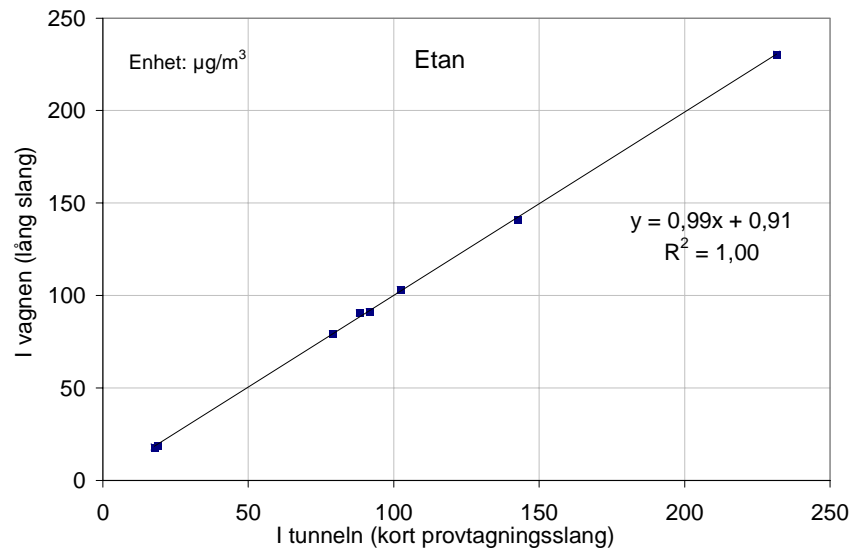
För provtagning av lätta kolväten (alkaner, alkener och aromater, C2 till C6) används rostfria stålcyndrar, kanistrar (2.8 och 3.2 liter). Före provtagningen evakueras cylindrarna ned till ca  $10^{-4}$  —  $10^{-5}$  mbar, med hjälp av en turbo-vacuumpump (Alcatel, France). I samband med evakueringen värms cylindrarna till 300°C. Vid provtagning pumpas luften in i cylindrarna med hjälp av en batteridrivna pump (Wellington, USA) till ca 25-30 psi övertryck vilket motsvarar ca 7-9 liter luft. Provtagningen sker under 45 minuter. Membran och pumphus är helt i teflon och rostfritt stål för minimera förluster av reaktiva kolväten. Cylindrarna kopplas in i ett automatiskt provtagningssystem med plats för 8 cylindrar åt gången.

För löpande analyser av kolväten, används ett nytt system baserat på termisk desorption (Automatic Thermal Desorber ATD-400, Perkin Elmer, Ma, USA). Ett automatiskt system (MCS-16, Perkin Elmer USA) möjliggör att upp till 16 stälkanistrar kan analyseras i en enda sekvens.

Vid analys av luftprover, används ett desorptionsförfarande där en modifierad ATD-400, ingår. Kolvätena adsorberas i ett glas- eller stålrör som kyls till vid -30°C m h a Peltierelement. Vid analys värms röret (35-40°C/sek). Som adsorbent används Carbosieve III, som gör det möjligt att detektera lågmolekylära kolväten ( $\text{C}_2$ -isomerer).

För att säkerställa kvaliteten på kolväteanalyserna deltar ITM i internationella interkalibreringskampanjer (Romero, 1994; Apel m fl., 1994).

De flesta luftprover med kanistrar togs från en drygt 10 meter lång teflonslang. Vid luftintaget filterades luften genom ett teflonfilter. För att säkerställa att eventuella förluster i slangar, pump och filter var små togs dessutom ett antal kanisterprover på plats direkt inne i tunneln, via ett filter men med betydligt kortare teflonslang, ca 1,5 m. Resultaten för eten och iso-pentan redovisas i Figur 3. Reproducerbarheten var mycket god för samtliga ämnen som redovisas i denna rapport.



Figur 3. Exempel på resultat från analyser av prover som tagits direkt inne i tunneln med prover tagna i en mätvagn efter att luften passerat ca 10 meter teflonslang.

**Tekniska data för GC-analysen.**

Adsorbent	Tenax TA 60/80 mesh
Adsorbentrör	100 mm * 3.4 mm i.d.
Gaskromatograf	Hewlett Packard 5890
Kolonn	Två kolonner i serie: 50 m Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> /Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> , 0.32 mm i.d. 25 m DB-5, 0.32 mm i.d.
Temperatur-program	65 <sup>0</sup> C till 220 <sup>0</sup> C, +3 <sup>0</sup> C/min 220 <sup>0</sup> C i 25 min
Bärgas	Helium
Detektor	FID (250 <sup>0</sup> C)

**2. Provtagning och analyser av oxygenater**

För provtagning av oxygenater (i detta fall endast lättare aldehyder och ketoner) användes provtagare (Sep-Pak<sup>®</sup> DNPH-Silica Cartridges) impregnerade med silicabunden DNPH (2,4-dinitrofenylhydrazin). Karbonylerna reagerar med hydrazinet och bildar motsvarande hydrazon som elueras med acetonitril och analyseras med hjälp av vätskekromatografi (HPLC). De olika hydrazonerna separeras i en chromosep HPLC kolonn (SS 100\*4.6 mm MicroSpher C18). Hydrazonerna detekteras med en UV-detektor vid 360 nm (HPLC modell 200 Perkin Elmer, absorbance detektor model 785A). Provtagningen genomfördes på två platser i tunneln (100 m in och 1 km in) under 45 minutersperioder. Före provtagaren passerade luften ett 1 meter lång kopparrör som impregnerats med KI för att ta bort eventuell ozon, som visats orsaka viss interferens vid provtagningen.

Kväveoxider mättes med kemiluminescens (efter reduktion till NO med hjälp av en Molybdenkonverter) i båda mätpunkterna. Kvävedioxid mättes med ett DOAS-instrument placerat 1 km in i tunneln. DOAS-instrumentet mätte över en 100 meter lång mätsträcka som löpte ca 2.5 meter över vägbanan. Dessutom mättes CO i båda mätpunkterna. Resultaten för NO<sub>x</sub> och CO rapporteras i Johansson m fl., 1996.

En kilometer in i tunneln mättes dessutom lufthastighet med en skålkorsanemometer och trafikflöde/fordonssammansättning med hjälp av automatiskt registrerande slingor nerfrästa i gatan. Alla data utom kolvätemätningarna lagrades som 15-minutersmedelvärden. För kolvätena togs prover under 45 minuter var tredje timme under dygnet.

Trafiken har karakteriserats både genom automatisk och manuell räkning. Den automatiska räkningen omfattar data periodvis under december 1995 t o m mars 1996 med kvartsvis

registrering. Registreringen baseras på axelavstånd och skiljer mellan personbilar, lastbilar, lastbilar med släp, bussar och personbilar med släp. I redovisningen nedan har personbilar och personbilar med släp slagits ihop till en enda kategori (personbilar).

Den manuella registreringen gjordes på 2500 fordon under fem olika perioder under december 1995. Den automatiska registreringen kan inte skilja mellan lätta lastbilar (lastbilar < 3.5 ton) och personbilar. Baserat på den manuella räkningen som visade att andelen lätta lastbilar var hela 11% av det totala antalet fordon antas i beräkningarna som redovisas att de till stor del återfinns bland "personbilarna" i den automatiska registreringen.

## Emissionsberäkningar

De beräknade emissionsfaktorerna baseras på uppmätt ökning av halten av olika ämnen i tunnelavsnittet, trafikflöden för olika fordonstyper och uppmätt luftflöde. Uppmätt emission fås genom att multiplicera uppmätt haltökning med luftflödet. Luftflödet erhålls från ett samband mellan uppmätt vindhastighet och luftvolymflöde.

En emissionsfaktor för alla fordon fås genom:

$$E_i^{tot} = f_i^{tot} * [N^{Pb} + N^{Lb+B}]$$

där  $E_i^{tot}$  är den totala emissionen av ämne  $i$ ,  $f$  är motsvarande emissionsfaktor och  $N$  är antalet fordon uppdelat på summan av personbilar (med och utan släp) och lätta lastbilar (<3.5 ton),  $Pb$ , lastbilar och lastbilar med släp ( $Lb$ ) samt bussar ( $B$ ).

Den totala (uppmätta) emissionen kan även delas upp i emissionsfaktorer för de olika fordonstyperna :

$$E_i^{tot} = f_i^{Pb} * N^{Pb} + f_i^{Lb+B} * N^{Lb+B}$$

Emissionsfaktorerna har beräknats med hjälp av linjär regressionsanalys.

## RESULTAT

### Trafikflöden och fordonssammansättning

I tabell 1 redovisas den genomsnittliga trafiksamansättningen i tunneln under mätperioden baserat den automatiska trafikräkningen. Fordonssammansättningen är tämligen homogen i de båda riktningarna. Den tunga trafiken utgör ungefär 4 % av fordonsparken. Andelen är något större i södergående körfält främst beroende på större andel lastbilar utan släp.

*Tabell 1. Genomsnittlig fordonsfördelning i Söderledstunneln under mätperioden (dec. 1995 t o m februari 1996).*

Fordonskategori	Norrgående trafik	Södergående trafik
Personbilar och lätta lastbilar	96,3 %	95,7 %
Tunga lastbilar utan släp	2,6 %	3,4 %
Tunga lastbilar med släp	0,3 %	0,4 %
Bussar	0,7 %	0,5 %

Andel fordon med katalysator i tunneln under mätperioden har bestämts genom manuell notering av drygt 2000 fordons registreringsnummer och efterföljande kontroll hos bilregistret av avgasreningstrustning. Andelen fordon med katalysator uppgick till 49 % för personbilar och 54 % för lätta lastbilar (dieselfordon ej medräknade) (tabell 2). Den manuella registreringen och kontroll via bilregistret, visade också att ca 11 % av trafiken (dagtid under vardagar) i norrgående riktning var lätta lastbilar (<3.5 ton) vilket skulle ge en personbilsandel på ca 84 %.



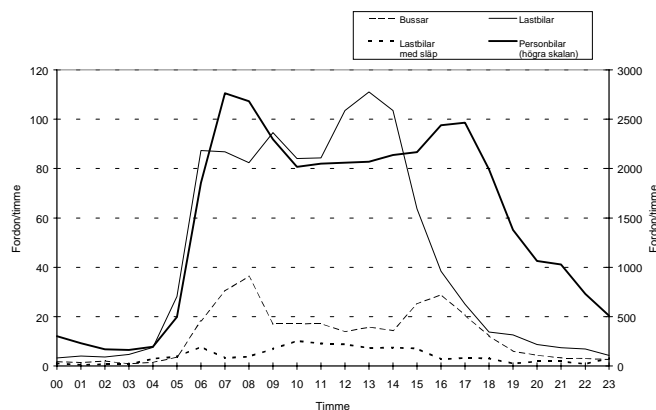
**Tabell 2. Resultat av manuell registrering av fordon i norrgående riktning in i Söderledstunneln.**

Fordons-kategori	Vikt (ton)	Antal (andel %)	Medianålder (årsmodell)	Andel äldre än 10 år	Katalysator andel*
Personbilar	-	2106 (84%)	-	-	48.5%
Lastbilar	<3.5	278 (11%)	89	26%	53.6%
	3.5 - 7	10 (0.4%)	88	30%	-
	7 - 14	26 (1.0%)	88	39%	-
	>14	65 (2.6%)	88	34%	-
Bussar	-	15 (0.6%)	88	-	-

\* Ej dieselfordon medräknade

För tunga lastbilar och bussar representeras medianåldern av årsmodell 1988 och för lätta lastbilar är medianåldern årsmodell 1989. Andelen som är äldre än 10 år är för lätta lastbilar 26 % och för tunga lastbilar 30-39 % beroende på viktklass.

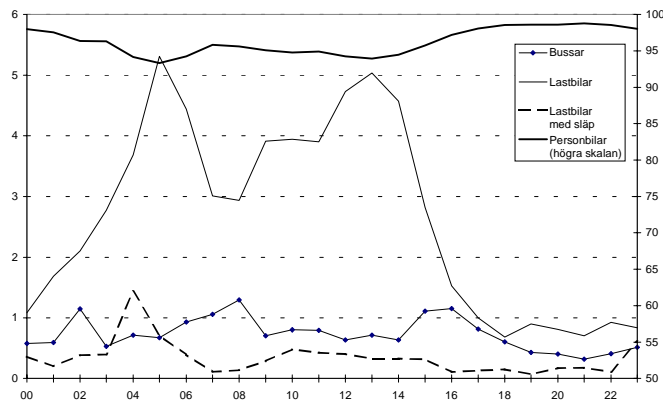
Manuell registrering under olika tidsperioder (vardagsförmiddagar, eftermiddagar och lördag förmiddag) visade att åldersfördelningen och katalysatorandelen inte varierar speciellt mycket. Under lördagar minskar andelen lastbilar med en vikt <3.5 ton något.



**Figur 4. Genomsnittlig fordonfördelning under mätperioden i Söderledstunneln. Data från automatisk trafäkräkning ca 1 km in i tunneln (endast vardagar).**

Figur 3 visar den genomsnittliga fordonfördelningen under mätperioden. I diagrammet ingår endast vardagarna. Under dagtid är det totala antalet fordon omkring 3000 per timme. Totalt under ett vardagsdygn registreras ca 35 000 fordon. Trafiken mellan kl. 07 t om 09 utgör drygt 20% av det totala antalet fordon under dygnet.

Det totala antalet tunga fordon (lastbilar och bussar) under ett dygn är knappt 1500 med som högst omkring 130 fordon per timme mellan kl. 15 och 17.

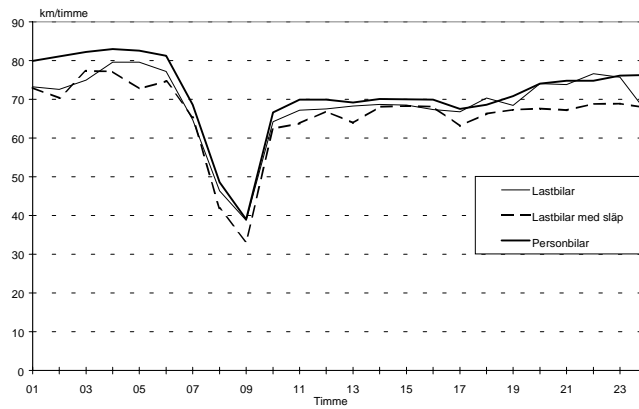


**Figur 5. Fordonssammansättning. Procentuella andelar av olika fordonskategorier i genomsnitt under dygnet (december 1995 - januari 1996, endast vardagar).**

Fordonssammansättningen varierar kraftigt under vardagsdygnet (figur 4). Andelen tung trafik, som domineras av lastbilarna (>3.5 ton) är som störst tidigt på morgonen omkring kl. 04 - 06 och mitt på dagen, omkring kl. 12 - 14. Under dessa perioder utgör dessa fordon omkring 6% av totala antalet fordon. På natten är andelen tung trafik omkring 1% - 2%.

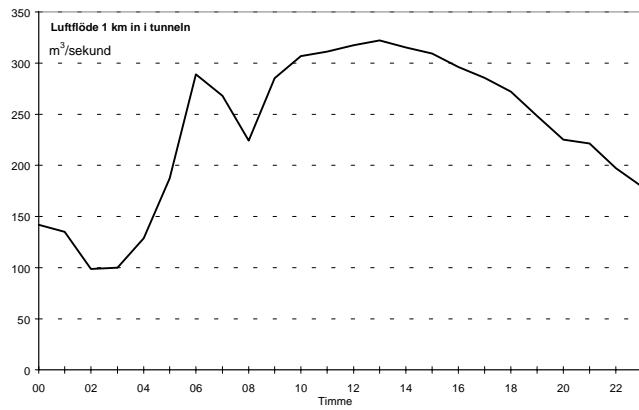
## Medelhastighet

Figur 5 visar olika fordonskategoriernas genomsnittliga hastighet under vardagarna. I tunneln förbi trafikregistreringen är den skyltade hastigheten 70 km/timme. Under hela dygnet utom mellan kl. 07 till 09 varierar timmedelvärdena mellan 65 km/timme och drygt 80 km/timme. Under rusningstid på morgonen går hastigheten ner till mellan 30 och 40 km/timme. Personbilarna har den genomsnittligt högsta hastigheten. Resultaten är i stort sett identiska med tidigare mätningar (Vägverket, 1994; Vägverket, 1995).



Figur 6. Fordonens medelhastighet och genomsnittlig lufthastighet i norrgående tunnelrör (endast vardagar).

Luftflödet i tunneln styrs till stor del av fordonens kolvverkan. Mitt på dagen ventileras tunneln med ett flöde av omkring  $300 \text{ m}^3/\text{s}$ . I samband med att fordonens hastighet går ner under rusningstid på morgonen sjunker luftflödet tillfälligt.



Figur 7. Genomsnittlig variation i luftflödet i tunneln (endast vardagar).

## Luftföroreningshalter i tunneln

### Medelhalter

Halterna i tunneln är beroende av tunnelventilationen, halten i inkommande luft och utsläppen från fordonen. Utsläppen varierar med fordonsflödet, fordonssammansättningen, trafikrytmen, vägbanans lutning med flera faktorer. De uppmätta haltnivåerna som redovisas kan därför inte direkt jämföras med halter i andra trafiktunnlar. Några gränsvärden för dessa ämnen i tunnelluft finns inte i Sverige. Det kan ändå vara av visst intresse att presentera haltnivåerna och att jämföra värdena med typiska halter i omgivningsluft.

Värdena är 45-minutersprover under olika tidpunkter på dygnet. Högsta halterna (i  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) noteras för toluen, iso-pentan, bensen och eten. Lägsta halterna noteras för cyklo-pentan och de olika isomererna av buten. För nästan alla ämnen ökar halterna med en faktor 2 till 4 mellan de båda mätpunkterna. Ökningen varierar givetvis beroende på variationer i trafikflöden och sammansättning. De maximala halterna inträffar under morgonrusningen och är 2 till 3 gånger högre än medelvärdena. Eftersom provtagningen av kolvätena inte genomfördes kontinuerligt under dygnets alla timmar utan endast under åtta 45-minutersperioder kan de verkliga maxhalterna vara ytterligare något högre. Maxhalterna av  $\text{NO}_x$  och CO inträffade något senare än det kolväteprov som togs kl 7 till 7.45 och som uppvisar de högsta halterna.

### Halter av olika alkaner

I Tabell 3 redovisas halterna av olika alkaner i tunnelluften. Högsta halterna noteras för pentanerna (n- och iso-pentan) och butanerna (n- och iso-butan). Dessa ämnen härrör troligen till största delen från oförbränd bensin. Halterna ökar med omkring en faktor 3 mellan mätpunkterna.

Av tabellen framgår även andelen av olika alkaner i fordonsavgaserna. Isomererna av pentan och butan utgör ca. 90% (vikts) av fordonsemissionerna, medan etan och propan utgör mindre än 10% av emissionerna. Det enskilt största bidraget utgörs av iso-pentan, som står för drygt 40% av de alkaner som mätts upp i tunneln. (Observera att procentandelarna beräknats endast på de ämnen som anges i tabellen.)

**Tabell 3. Genomsnittliga halter av olika alkaner i Söderledstunneln under mätperioden (december 1995 - februari 1996). Värdena utgör ett medelvärde för en 45 minuters period.**

Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$		100 meter	1 km	Skillnad (1 km - 100 m)	Andel <sup>1)</sup>
Etan	Antal värden	69	87	52	
	Medelv. $\pm$ std	$7,1 \pm 2,5$	$15,5 \pm 7,3$	$8,1 \pm 5,0$	5,1
	Max-värde	13,4	36,9	20,4	
Propan	Antal värden	69	87	52	
	Medelv. $\pm$ std	$4,5 \pm 1,5$	$7,3 \pm 3,3$	$2,5 \pm 2,0$	1,6
	Max-värde	8,8	19,0	9,4	
iso-Butan	Antal värden	68	87	52	
	Medelv. $\pm$ std	$11,9 \pm 6,5$	$35,1 \pm 26,8$	$18,7 \pm 14,9$	11,3
	Max-värde	28,1	140,9	84,7	
n-Butan	Antal värden	68	87	52	
	Medelv. $\pm$ std	$23,8 \pm 13,2$	$67,0 \pm 48,8$	$38,4 \pm 29,0$	23,8
	Max-värde	51,1	248,6	142,8	
cyklo- Pentan	Antal värden	62	80	47	
	Medelv. $\pm$ std	$2,4 \pm 1,1$	$6,4 \pm 3,8$	$4,2 \pm 3,2$	2,6
	Max-värde	5,6	20,7	17,5	
iso-Pentan	Antal värden	68	87	52	
	Medelv. $\pm$ std	$37,7 \pm 21,5$	$115,7 \pm 80,4$	$67,9 \pm 50,1$	41,9
	Max-värde	89,8	396,4	216,4	
n-Pentan	Antal värden	68	86	52	
	Medelv. $\pm$ std	$11,0 \pm 5,7$	$34,0 \pm 23,1$	$22,5 \pm 20,2$	13,8
	Max-värde	23,0	140,2	131,7	

<sup>1)</sup> Andel av de alkaner som mätts (vikts-%) baserat på skillnaden i halt, dvs motsvarar andelen av olika alkaner i fordonsavgaserna.

När det gäller alkaner finns inte särskilt många mätningar i omgivningsluft. I ett mätprogram som genomfördes december 1986 till och med september 1987 mättes halterna av en rad kolväten utefter några gator i centrala Stockholm (Persson och Almén, 1990). Halterna av propan, butan och iso-butan varierade mellan 5 och  $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

**Tabell 4. Genomsnittliga halter ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) av några alkaner i Stockholm 1985/86 (Persson och Almén, 1990).**

	Sveavägen	Hornsgatan	Rödabergsgatan
Propan	5,2	6,2	3,6
Butan	27	24	14
Iso-butan	17	14	8,1

För 1995/96 finns tyvärr inga gatuhalter att jämföra med, men det är troligt att halterna har sjunkit väsentligt sedan 1986/87. Som jämförelse kan nämnas att halterna på Hornsgatan och Sveavägen av CO sjunkit med ca 30% mellan 1990/91 och 1995/96 (Miljöförvaltningen, 1997).

### Halter av olika alkener

Halterna av olika alkener och relativa sammansättningen i fordonsavgaserna framgår av tabell 5. Eten står för den dominerande andelen av de alkener som studerats — om man inkluderar acetylen bland alkenerna utgör eten drygt 40% av emissionerna av alkener plus acetylen. Acetylen och propen utgör omkring 20% vardera.

Tabell 5. Genomsnittliga halter av olika alkener och acetylen i Söderledstunneln under mätperioden (december 1995 - februari 1996).

Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$	100 meter			1 km			Skillnad (1 km - 100 m)			Andel <sup>1)</sup>
	Ämne	Antal värden	Medelv. $\pm$ std värde	Max-värde	Antal värden	Medelv. $\pm$ std värde	Max-värde	Antal värden	Medelv. $\pm$ std värde	
Eten	69	29,9 $\pm$ 16,8	70,4	87	92,6 $\pm$ 53,6	231,6	52	62,3 $\pm$ 37,4	157,4	41,9
Propen	68	14,2 $\pm$ 7,9	33,9	87	44,0 $\pm$ 24,8	106,5	52	30,2 $\pm$ 17,4	71,9	20,3
1-Penten	15	4,3 $\pm$ 1,5	7,5	2	2,3 $\pm$ 0,2	2,4	-	-	-	-
1-Hexen	16	2,7 $\pm$ 0,6	4,1	2	3,1 $\pm$ 0,2	3,2	2	0,3 $\pm$ 0,7	0,8	0,2
trans-2- Buten	55	1,7 $\pm$ 0,7	3,6	84	4,4 $\pm$ 2,5	12,0	43	2,8 $\pm$ 1,5	6,9	1,9
1-Buten	62	2,6 $\pm$ 1,1	5,2	86	7,4 $\pm$ 4,3	19,5	47	4,9 $\pm$ 2,7	11,7	3,3
iso-Buten	65	6,1 $\pm$ 2,9	13,0	87	15,7 $\pm$ 8,4	35,8	51	10,3 $\pm$ 6,0	27,2	6,8
cis-2- Buten	54	1,8 $\pm$ 2,0	12,4	79	3,4 $\pm$ 2,9	23,4	42	2,1 $\pm$ 2,0	11,0	1,4
Acetylen	68	20,0 $\pm$ 11,7	46,3	87	56,0 $\pm$ 39,1	155,8	52	36,7 $\pm$ 30,1	121,1	24,3

<sup>1)</sup> Andel av de alkener som mätts (vikts-%) baserat på skillnaden i halt, dvs motsvarar andelen av olika alkener i fordonsavgaserna.

## Halter av bensen och toluen

I Tabell 6 presenteras halterna av bensen och toluen i tunneln. Toluen är det ämne som förekommer i högst halt ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) av alla ämnen som mätts i tunneln. Medelvärdena för toluen och bensen 1 km in i tunneln är omkring 60 respektive 200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Bensenhalterna är omkring en faktor 3 lägre än toluenhalterna.

**Tabell 6. Genomsnittliga halter av bensen och toluen i Söderledstunneln under mätperioden (december 1995 - februari 1996). Värdena utgör ett medelvärde för en 45 minuters period.**

Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$		100 meter	1 km	Skillnad (1 km - 100 m)	Andel <sup>1)</sup>
Bensen	Antal värden	60	79	39	
	Medelv. $\pm$ std	$28,8 \pm 14,9$	$61,6 \pm 37,2$	$39,1 \pm 27,0$	22
	Max-värde	63,6	148,0	114,3	
Toluen	Antal värden	63	81	43	
	Medelv. $\pm$ std	$72,5 \pm 43,7$	$201,3 \pm 126,1$	$138,6 \pm 101,9$	78
	Max-värde	184,7	512,1	408,0	

Som jämförelse redovisas i Tabell 7 typiska halter av bensen och toluen i taknivå och gatunivå i Stockholms innerstad (Slb-analys, 1997). I gatunivå (Hornsgatan) ligger veckomedelvärdena av bensen och toluen på omkring 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  respektive 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , dvs halterna i tunneln är ca 5 gånger högre än halterna i gatunivå på en av de mest förorenade gatorna i Stockholms innerstad. Jämförelsen är dock inte helt korrekt eftersom tunnelhalterna representerar endast måndagar - fredagar medan gatumätningarna inkluderar helger.

Hornsgatan trafikeras av ca 40.000 fordon per dygn. Halterna i taknivå vid Hornsgatan i innerstaden är 5 till 10 gånger lägre än halterna i gatunivå.



**Tabell 7. Typiska genomsnittliga halter ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) av några enskilda kolväten i Stockholms innerstad (gatunivå Hornsgatan).**

Ämne	Hornsgatan		Rosenlundsgatan	Hornsgatan
		Taknivå	Taknivå	Gatunivå
Bensen	1994			9 <sup>1)</sup>
	1995	2,3 <sup>5)</sup>		6 <sup>2)</sup>
	1996	1,6 <sup>3)</sup>	1,5 <sup>4)</sup>	11 <sup>3)</sup>
Toluen	1994			44 <sup>1)</sup>
	1995	6,1 <sup>5)</sup>		37 <sup>2)</sup>
	1996	3,8 <sup>3)</sup>	3,4 <sup>4)</sup>	35 <sup>3)</sup>

1) 940411 - 940613 ( 5 tvåveckors-medelvärden )

2) 950410 - 950612 ( 4 tvåveckors-medelvärden )

3) 960409 - 960610 ( 8 veckomedelvärden )

4) Rosenlundsgatan 950409 - 950612 (9 veckomedelvärden)

5) Medelvärden för perioden september 1995 t om september 1996.

Kvoten mellan toluen och bensen i utsläppen från trafiken i Söderledstunneln är 3,6. Eftersom toluen har betydligt kortare livstid (ca 15 timmar jämfört med ca 40 timmar för bensen) i atmosfären p g a snabbare reaktion med hydroxylradikalen, förväntas kvoten mellan toluen och bensen vara lägre i omgivningsluft jämfört med fordonsavgaserna. I taknivå vid Hornsgatan i Stockholms innerstad var den genomsnittliga kvoten mellan toluen/bensen för ett år 2,7 (1995-1996).

Förhållandena i gatunivå på Hornsgatan är mera varierande. Under våren 1995 var kvoten toluen/bensen drygt 6, medan den var drygt 3 under motsvarande period 1996. Orsaken till det förhållandevis höga värdet våren 1995 är okänd.

I bakgrundsluft vid Norr Malma uppmättes en toluen/bensen kvot på 0,7 för samma tidsperiod, dvs toluenhalterna är här t om lägre än bensenhalterna. Till stor del kan detta tillskrivas den kortare livstiden för toluen jämfört med bensen. Eventuella andra källor än vägtrafiken kan dock också resultera i en annan kvot.

### Halter av aldehyder och ketoner

När det gäller utsläppen av lätta aldehyder och ketoner står acetaldehyd och formaldehyd för den dominerande delen (se tabell 8). Som mest 1 km in i tunneln uppmättes 274  $\mu\text{g}$  acetaldehyd/ $\text{m}^3$  och 76  $\mu\text{g}$  formaldehyd/ $\text{m}^3$ .

Av de ämnen som framgår av tabell 8 står acetaldehyd för 35 vikts-% och formaldehyd för 19%. Därefter kommer hexanal och bensaldehyd med omkring 10% vardera.

När det gäller halterna av aldehyder och ketoner i omgivningsluft i Stockholm finns mycket lite information.

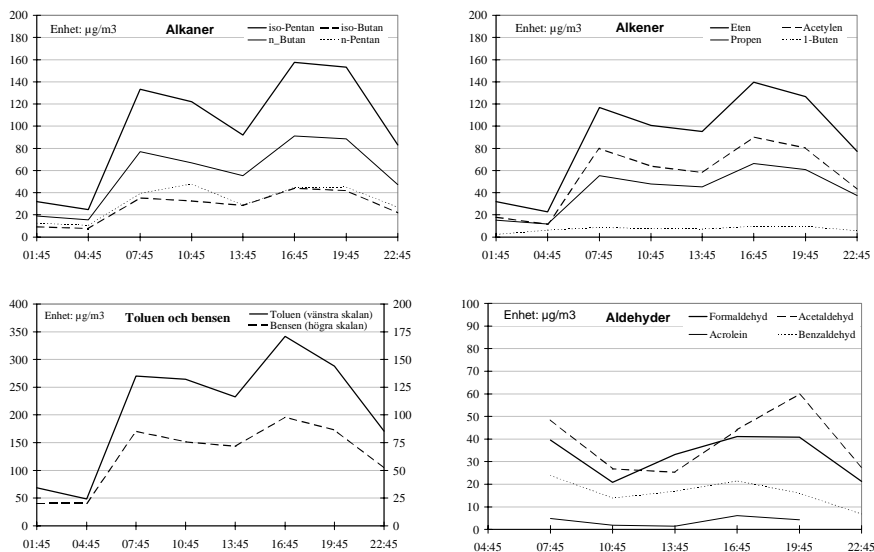
Tabell 8. Genomsnittliga halter av aldehyder i Söderledstunneln under mätperioden (december 1995 - februari 1996).

Enhet: µg/m <sup>3</sup>	100 meter			1 km			Skillnad (1 km - 100 m)			Andel <sup>1)</sup>
	Antal värden	Medelv. ± std	Max-värde	Antal värden	Medelv. ± std	Max-värde	Antal värden	Medelv. ± std	Max-värde	
Formaldehyd	47	17,9 ± 8,9	51,3	27	34,6 ± 20,2	75,7	20	20,3 ± 15,0	54,7	19
Acetaldehyd	47	6,1 ± 1,8	11,0	27	40,1 ± 55,7	274,3	24	38,0 ± 57,5	267,5	35
Aceton (2-propanon)	10	4,7 ± 0,7	5,7	10	6,8 ± 4,8	17,1	10	2,1 ± 4,6	12,1	2,0
Acrolein (2-propenal)	8	1,1 ± 0,4	1,9	8	4,2 ± 3,0	9,5	6	3,2 ± 3,2	8,8	3,0
Propanal	5	2,2 ± 0,8	3,2	12	4,9 ± 4,7	18,6	5	4,1 ± 7,0	16,5	3,9
Crotonaldehyd (2 butenal)	12	5,0 ± 1,8	7,4	16	11,1 ± 4,3	17,8	10	6,2 ± 3,8	12,5	5,8
Metacrolein	7	3,4 ± 2,3	6,4	9	7,3 ± 5,2	19,0	5	5,1 ± 7,9	18,0	4,8
Butanon	2	11,4 ± 12,4	20,2	7	6,1 ± 1,8	10,0	-	-	-	-
Bensaldehyd	40	7,8 ± 5,5	23,9	25	17,7 ± 9,9	45,3	21	9,5 ± 4,7	19,9	8,9
Toluolaldehyd	9	7,5 ± 5,4	20,3	12	13,4 ± 6,4	27,8	4	6,5 ± 3,9	12,2	6,1
Hexanal	2	6,4 ± 1,9	7,7	3	12,9 ± 9,1	19,2	2	11,7 ± 0,3	12,0	11

<sup>1)</sup> Proportionell mot utsläppet.

## Dygnsvariationer i halter

I Figur 8 presenteras genomsnittliga dygnsvariationer av halterna 1 km in i tunneln. De högsta halterna inträffar under morgonen och eftermiddagen i enlighet med trafikflödets variationer. För  $\text{NO}_x$  och CO halterna noterades de högsta halterna i samband med trafiktoppen på morgonen under en timme mellan klockan 7 och 9. Motsvarande förlopp kan man förvänta sig även för kolvätena även om detta inte framgår av figurena nedan p g a att tidpunkten för provet på morgonen inträffade strax före det maximala trafikflödet (kl. 7 - 7.45).



Figur 8. Genomsnittliga halter av alkaner, alkenar, aromater och aldehyder under dygnet i Söderledstunneln. Värdena är 45 minutersmedelvärden 1 km in i tunneln (klockslagen anger slutet på 45-minutersperioden).

## Uppmätta emissionsfaktorer

Nedan redovisas resultaten av den linjära regressionsanalysen för mätningarna i Söderledstunneln under december 1995 till mars 1996. Tyvärr har fordonsregistreringen fungerat dåligt. Trafikdata saknas därför för en stor del av perioden och mycket få värden finns för exakt samma tidsperiod då kolväteprover togs. För att genomföra emissionsberäkningarna beräknades medelvärden (baserat på alla data) av trafikflödena för de perioder då provtagning har skett (dvs. ett medelvärde för måndagar kl. 7.00 till 7.45 osv för alla provtagningsperioder under respektive veckodag). Emissionerna från tunga och lätta fordon inte har kunnat separeras — i tabellerna redovisas därför en genomsnittlig emissionsfaktor för den totala trafiken i Söderledstunneln.

Som framgår av trafikregistreringen ovan utgör andelen personbilar med katalysator ungefär hälften av alla fordon. Eftersom utsläppen från personbilar utan katalysator är betydligt högre än från fordon med katalysator och andelen tung trafik är liten kan man mycket grovt förvänta sig att de totala emissionerna per fordonskilometer skall vara ungefär lika med hälften av emissionsfaktorn för personbilar utan katalysator. Då antas förstås också att alla katalysatorer fungerar som de ska och att emissionsfaktorerna för den tunga trafiken inte är väsentligt högre än emissionerna för de lätta fordonen.

Emissionsfaktorerna som erhållits i Söderledstunneln jämförs med värden dels från liknande studier i tunnlar i USA, Schweiz och Göteborg, dels emissionsfaktorer som erhållits vid olika körförhållanden i avgaslaboratorier.

De mest kompletta studier som rapporterats i litteraturen avser mätningar av emissioner i tunnlar i Pennsylvania i USA (Sagabiel m fl., 1996; Pierson m fl., 1996). Förhållandena när det gäller fordons hastigheter och trafikrytm förefaller ungefär jämförbara med Söderledstunneln. I dessa tunnlar genomfördes de första mätningarna redan 1976 och har följts av nya studier 1981 och 1992. I 1992 års mätningar var andelen personbilar med katalysator betydligt större än i Söderledstunneln. Kolvätesammansättningen i amerikanska och svenska bränslen skiljer sig åt vilket torde förklara vissa av skillnaderna (se vidare nedan). I de senaste amerikanska studierna har emissionerna delats upp på lätta och tunga fordon.

En annan ofta citerad studie avser Lincoln-tunneln, New Jersey-Manhattan i USA (Lonneman m fl., 1986). I denna studie rapporteras resultat från mätningar 1970 och 1982. Resultaten redovisas dock endast såsom procentuell sammansättning inte uttryckt i emissionsfaktorer (g/fkm).

Mätningarna i Tingstadstunneln i Göteborg genomfördes 1994 och avser främst CO, NO<sub>x</sub>, totalkolväten och N<sub>2</sub>O men även vissa enskilda kolväten har studerats (Sjödin m fl., 1996). Slutligen jämförs resultaten av mätningarna av eten med motsvarande värden i Gubrist tunneln (Zürich, Schweiz), som liksom Söderledstunneln har jämnt flytande trafik men med svag uppförslutning (1,3%) och högre andel personbilar med katalysator (78%) (Moeckli m fl., 1996). Mätningarna i Gubrist tunneln genomfördes 1995.

## Alkaner

Av alkanerna uppmättes den högsta specifika emissionsfaktorn för iso-pentan med ca 40 mg per fordonskilometer (mg/fkm) och för n-pentan var faktorn ca 1/3 av iso-pentan.

Emissionsfaktorerna för alkaner som erhållits i Söderledstunneln är högre än de som erhållits i Tuscarora-tunneln i USA (se Tabell 9) . För iso-butan är värdet i Söderledstunneln en faktor 10 högre jämfört med Tuscarora-tunneln.

Detta ligger i linje med att fordonen i USA till 100% har katalysator medan andelen i Söderledstunneln är endast ca 50%. Även skillnader i bränslesammansättning kan ha viss betydelse.

**Tabell 9. Emissionsfaktorer (mg/fkm) för alkaner i Söderledstunneln och Tuscaroratunneln. För Söderledstunneln finns endast emissionsfaktor för den totala trafiken (utan uppdelning mellan lätta och tunga fordon).**

Ämne	Söderleds-tunneln <sup>3)</sup>	Tuscarora <sup>1)</sup> Lätta fordon	Tuscarora <sup>1)</sup> Tunga fordon <sup>2)</sup>	Kvot mellan Söderledstunneln och Tuscaroratunneln <sup>4)</sup>
Etan	4,5 ± 0,2	3,5 ± 0,3	1,0 ± 1,0	1,3
Propan	1,4 ± 0,1	0,6 ± 0,4	1,9 ± 1,2	2,2
iso-Butan	10,9 ± 0,6	1,0 ± 0,2	1,9 ± 0,8	10,5
n-Butan	22,5 ± 1,4	5,0 ± 1,1	5,8 ± 3,5	4,5
cyklo-Pentan	2,3 ± 0,3	0,6 ± 0,2	0,5 ± 0,7	3,9
iso-Pentan	39,9 ± 2,7	14,4 ± 3,5	18,9 ± 11,7	2,7
n-Pentan	13,8 ± 2,4	5,4 ± 1,4	5,7 ± 4,7	2,6

<sup>1)</sup> Data från september 1992, medelhastighet ca 90 km/h (Sagabiel m fl., 1996).

<sup>2)</sup> Medelvikt 27 ton, 2% bussar.

<sup>3)</sup> Dec. 1995 - feb. 1996, medelhastighet, ca 70 km/h, 3,7% tung trafik.

<sup>4)</sup> Beräknad utifrån trafikammansättningen i Söderledstunneln.

Även i förhållande till emissionen av CO tycks utsläppen vara högre i Söderledstunneln jämfört med Tuscaroratunneln. För iso-Pentan är emissionen 7,6 mg per g CO i Söderledstunneln, att jämföra med 4,7 mg per g CO i Tuscaroratunneln.

I Tabell 10 jämförs den procentuella fördelningen av ett antal alkaner i Söderledstunneln och Tuscaroratunneln (USA). Mot bakgrund av de olika förutsättningar som kan förekomma (olika bränslesammansättning, andel fordon med katalysator etc.) är fördelningarna mycket lika. I båda fallen utgör iso- och n-pentan det dominerande bidraget från alkanerna med drygt 60 viktsprocent.

**Tabell 10. Procentuell fördelning av alkaner i Söderledstunneln och Tuscaroratunneln.**

Ämne	Procentuell fördelning		Emissioner i förhållande till CO (mg/g CO)	
	Söderleds-tunneln	Tuscarora <sup>1)</sup>	Söderleds-tunneln	Tuscarora <sup>1)</sup>
Etan	5	11	0,85	1,1
Propan	1	3	0,27	0,19
iso-Butan	11	3	2,1	0,31
n-Butan	24	16	4,2	1,6
cyklo-Pentan	2	2	0,44	0,19
iso-Pentan	42	47	7,6	4,7
n-Pentan	15	18	2,6	1,8

<sup>1)</sup> Beräknad med 3,7% tung trafik i enlighet med genomsnittet för Söderledstunneln.

När det gäller alkaner tycks det inte finnas några mätningar i avgaslaboratorier. I Tabell 11 jämförs förhållandet mellan några alkaner och CO i trafikemissionerna i Söderledstunneln och halter i luften på Hornsgatan och Sveavägen i Stockholm. Luftmätningarna är från 1986/87, dvs nio år äldre än tunnelmätningarna.

Om man antar att mätningarna i gatunivå 1986/87 representerar emissionerna från trafiken i Stockholm vid den tidpunkten tycks utsläppen av dessa alkaner reducerats i förhållande till kolmonoxid. Eftersom utsläppen av CO reducerats med omkring 40% under denna period (Miljöförvaltningen, 1997) antyder denna jämförelse att utsläppen av dessa alkaner reducerats mer än 40%.

Den kraftigaste reduktionen erhålls för propan med hela 70%, medan butan reducerats med mellan 45% och 60%. Detta antyder att den relativa fördelningen av olika kolväten i bilavgaserna har förändrats under det senaste 10-årsperioden.

**Tabell 11. Jämförelse av förhållandet mellan några olika alkaner och CO i trafikemissionerna i Söderledstunneln och lufthalter på några platser i Stockholm.**

Ämne	Kvot mellan ämne och kolmonoxid (µg/mg CO)			Genomsnittlig minskning av kvoten %
	Söderledstunneln 1995/96	Sveavägen 1986/87	Hornsgatan 1986/87	
Propan	0,27	0,66	0,57	56
Butan	4,2	6,5	4,6	24
Iso-butan	2,1	4,2	2,8	40

## Alkener

I likhet med resultaten för alkaner är emissionsfaktorerna för de flesta alkenerna högre i Söderledstunneln jämfört med Tuscaroratunneln.

Acetylen är hela 5 gånger högre i Söderledstunneln jämfört med den amerikanska tunneln. När det gäller 1-buten, iso-buten och cis-2-buten är skillnaderna betydligt mindre, vilket skulle kunna bero på att emissionerna av dessa alkener är relativt höga p g a bränslesammansättningen.

I Tingstadstunneln uppmättes en emissionsfaktor för eten på 60 mg/fkm, vilket är nästan dubbelt så högt som för Söderledstunneln (35 mg/fkm). Detta kan hänga samman med att körförhållandena och körrytmen är något olika och/eller att bidraget från den tunga trafiken är olika. Mätningar av eten i Gurbrist tunneln (Zürich, Schweiz) 1995 gav en emissionsfaktor på 26 mg/fkm, vilket ligger väl i linje med värdena i Söderledstunneln och Tuscaroratunneln eftersom andelen personbilar med katalysator var ca 78%, högre än i Söderledstunneln men lägre än i Tuscaroratunneln.

Av de alkener och acetylen som mätts i Söderledstunneln svarar eten för det procentuellt största utsläppet. Samma resultat redovisas för Tuscaroratunneln i USA.

**Tabell 12. Emissionsfaktorer för alkener i Söderledstunneln och Tuscaroratunneln. För Söderledstunneln finns endast emissionsfaktor för den totala trafiken (utan uppdelning mellan lätta och tunga fordon).**

Ämne	Söderleds-tunneln <sup>3)</sup>	Tuscarora <sup>1)</sup> Lätta fordon	Tuscarora <sup>1)</sup> Tunga fordon <sup>2)</sup>	Tingstads-tunneln Göteborg	Gubrist tunneln <sup>7)</sup> Zürich
Eten	34,6 ± 1,7	14,4 ± 1,1	21,7 ± 3,7	60 <sup>6)</sup>	26 ± 3
Propen	16,7 ± 0,8	5,8 ± 0,6	9,9 ± 2,1	-	
Acetylen	21,1 ± 1,4	3,9 ± 0,4	3,9 ± 1,5	-	
trans-2-Buten	1,4 ± 0,1	0,5 ± 0,1	0,0 ± 0,4	-	
1- Buten	2,6 ± 0,1	5,2 ± 0,7 <sup>4)</sup>	7,2 ± 2,4 <sup>4)</sup>	-	
iso-Buten	5,6 ± 0,3				
cis-2-Buten	0,9 ± 0,1	0,8 ± 0,1	0,9 ± 0,5	-	

<sup>1)</sup> Data från september 1992, medelhastighet ca 90 km/h (Sagabiel m fl., 1996).

<sup>2)</sup> Medelvikt 27 ton, 2% bussar.

<sup>3)</sup> Dec. 1995 - feb. 1996, medelhastighet, ca 70 km/h, 3,7% tung trafik.

<sup>4)</sup> Summan av 1-buten och iso-buten.

<sup>5)</sup> Beräknad utifrån trafikammansättningen i Söderledstunneln.

<sup>6)</sup> Osäkert värde som bör tas med viss reservation eftersom det är baserat på en begränsad mätperiod under en natt (6-7/12) (Sjödén m fl., 1996).

<sup>7)</sup> Mätningar 1995 i en 3,2 km motorvägstunnel. Fordonens hastighet var >80 km/h med 4,4% tung trafik, uppförslut på ca 1,3% samt ca 78% av personbilarna hade katalysator (Moeckli m fl., 1996).

**Tabell 13. Procentuell fördelning av alkener i Söderledstunneln och Tuscaroratunneln.**

Ämne	Procentuell fördelning		Emissioner i förhållande till CO (mg/g CO)		
	Söderleds- tunneln	Tuscarora <sup>1)</sup>	Söderleds- tunneln	Tuscarora <sup>1)</sup>	Gubrist- tunneln <sup>2)</sup>
Eten	42	47	6,5	4,7	5,0
Propen	20	19	3,1	1,9	
Acetylen	25	13	4,0	1,3	
trans-2-Buten	2	2	0,27	0,17	
1-Buten	3	16	0,49	1,71	
iso-Buten	7		1,1		
cis-2-Buten	1	3	0,17	0,26	

<sup>1)</sup> Beräknad med 3,7% tung trafik i enlighet med genomsnittet för Söderledstunneln.

<sup>2)</sup> Med 4,4% tung trafik och 78% av personbilarna med katalysator, se vidare fotnot i tabell 12.

Emissionerna av alkener i förhållande till CO framgår av Tabell 13. För eten erhålls 6,5, 5,0 och 4,7 mg/g CO för Söderledstunneln, Gubristtunneln respektive Tuscaroratunneln. Katalysator andelarna var 48%, 78% respektive 100%. Gubristtunneln har något högre andel tung trafik än i de andra fallen.

I Tabell 14 redovisas emissionsfaktorer för eten och propen utifrån mätningar i avgaslaboratorier under specifika körförhållanden. Tyvärr finns endast mätningar på dieselmotorer i lastbilar och bussar. (I värdena för Söderledstunneln dominerar utsläppen från personbilar utan katalysator.)

För eten är skillnaden i emissionsfaktor för de olika dieselbränslena betydligt mindre än skillnaden mellan värdena för lastbil respektive buss. Eftersom körförhållandena i Söderledstunneln väsentligt skiljer sig från busscykeln som använts för bussar och lastbilar kan värdena inte jämföras rakt av.



**Tabell 14. Emissionsfaktorer (mg/fkm) för eten och propen utifrån mätningar i avgaslaboratorium.**

	<b>Eten</b>	<b>Propen</b>	
Lastbil, busscykeln Bränsle: Diesel, Miljöklass 3-bränsle	135	6,4	Westerholm och Egebäck (1994)
Buss, busscykeln Bränsle: Diesel, Miljöklass 3-bränsle	33	8	Westerholm och Egebäck (1994)
Buss, busscykeln Bränsle: Diesel, Miljöklass 1-bränsle	25	<14	Westerholm och Egebäck (1994)

## Bensen och toluen

I Tabell 15 jämförs emissionsfaktorer erhållna från mätningar i Söderledstunneln, Tingstadstunneln (Göteborg), Tuscaroratunneln (USA) och Allegheny Mountain tunneln (USA). Värdena för Tingstadstunneln är baserade på uppskattningar utifrån veckomedelvärden av halterna inne i tunneln (Sjödin m fl., 1996). Emissionsfaktorerna för både bensen och toluen i Söderledstunneln är väsentligt lägre än de värden som erhållits i Tingstadstunneln. Detta kan delvis hänga samman med olika körförhållanden. Dels förekommer både uppförs och nedförslut i Tingstadstunneln, dels tycks inslaget av ryckiga körförhållanden vara mer vanligt i Tingstadstunneln. Det är också intressant att notera att kvoten mellan toluen och bensen är högre i Söderledstunneln än i Tingstadstunneln — 3,7 jämfört med 2,3.

Emissionsfaktorerna i Tuscaroratunneln i USA är betydligt lägre än i de svenska tunnlarna. Detta beror förmodligen till stor del på att andelen fordon med katalysator är betydligt större där. Studien i Alleghenytunneln genomfördes redan 1979 och katalysatorandelen var då ungefär lika stor som i de svenska tunnlarna idag. Faktorn för Toluén är lägre i Allegheny, vilket i alla fall delvis kan bero på att körbanan lutar nedåt med 0,5%.

**Tabell 15. Emissionsfaktorer (mg/fkm) för bensen och toluen i Söderledstunneln och Tuscaroratorunneln. För Söderledstunneln finns endast emissionsfaktor för den totala trafiken (utan uppdelning mellan lätta och tunga fordon).**

Ämne	Bensen	Toluen	Kvot: Toluen Bensen	Referens
Söderledstunneln <sup>3)</sup>	20,6 ± 1,7	76,5 ± 5,9	3,7	Denna Studie
Tingstadstunneln <sup>4)</sup> Göteborg	52 ± 9 <sup>6)</sup>	120 ± 21 <sup>6)</sup>	2,3	Sjödin m fl., 1996
Tuscarora <sup>1)</sup> Lätta fordon	9,2 ± 0,9	14,2 ± 2,3	1,5	Sagabiel m fl., 1996
Tuscarora <sup>1)</sup> Tunga fordon <sup>2)</sup>	8,5 ± 3,0	13,7 ± 7,6	1,6	Sagabiel m fl., 1996
Allegheny Mountain Tunnel	-	38 ± 1,5	-	Hampton m fl., 1983

<sup>1)</sup> Data från september 1992, medelhastighet ca 90 km/h, medelårsmodell för personbilar var 1989.

<sup>2)</sup> Medelvikt 27 ton, 2% bussar.

<sup>3)</sup> Dec. 1995 - feb. 1996, medelhastighet, ca 70 km/h

<sup>4)</sup> Vinterhalvåret 1994/95, medelhastighet ca 70 km/h med inslag av transientkörning i såväl nedförsom uppförslut (upp till 4% lutning).

<sup>5)</sup> Aug-sep 1979, Pennsylvania, USA, medelhast. 89 km/h, ca 53% av personbilarna hade katalysator, 0,5% nedförslut.

<sup>6)</sup> Uppskattade värden utifrån veckomedelvärden av halterna i tunneln.

I Tabell 16 jämförs emissionsfaktorerna som erhållits vid tunnelmätningarna med faktorer som erhållits vid mätningar i avgaslaboratorier. Westerholm m fl. (1991) presenterar mätningar på personbilar med och utan katalysator vid konstant hastighet. För fordon med katalysator är emissionerna av bensen och toluen 5 till 20 gånger lägre jämfört med utan katalysator. Katalysatorns effektivitet tycks vara något mindre vid 90 km/h jämfört med 70 km/h. Emissionsfaktorerna som erhållits vid blandade körförhållanden är något högre än motsvarande värden vid konstant hastighet.

Motsvarande faktorer vid konstant hastighet för tunga lastbilar har inte rapporterats. Emissionsfaktorerna för lastbilar vid körning enligt "busscykeln" är omkring en faktor 3 högre än personbilar med katalysator vid konstant hastighet.

Med utgångspunkt från värdena för svenska fordon i avgaslaboratorier under konstant hastighet i Tabell 16 och fordonssammansättningen i Söderledstunneln (3,7% tunga fordon och 49% lätta fordon utan katalysator) erhålls en emissionsfaktor för bensen på 23 mg/fkm, vilket är i mycket god överensstämmelse med uppmätt emission i Söderledstunneln (21 mg/fkm).

För toluen erhålls på motsvarande sätt 33 mg/fkm, vilket är drygt en faktor 3 lägre än uppmätt värde i tunneln. Om värdet för bensen verkar rimligt förefaller detta värde för toluen

väl lågt mot bakgrund av att kvoten mellan toluen och bensen då endast skulle vara 1,4 (=33/23) — betydligt lägre än i Söderledstunneln och Tingstadstunneln.

Utifrån laboratoriestudierna som redovisas i Tabell 16 är det personbilar utan katalysator som står det helt dominerande bidraget (omkring 90%) till emissionerna av toluen och bensen i Söderledstunneln. Lastbilarna står för mindre än 2% av den totala emissionen.

**Tabell 16. Jämförelse av emissionsfaktorer (mg/fkm) för bensen och toluen baserade på mätningar i avgaslaboratorier under olika kontrollerade körförhållanden.**

Ämne	Bensen	Toluen	Referens
Söderledstunneln	20,6 ± 1,7	76,5 ± 5,9	Denna studie
Förgasarmotor utan katalysator	42 <sup>1)</sup> 37 <sup>2)</sup>	66 <sup>1)</sup> 39 <sup>2)</sup>	Westerholm m fl (1992)
Trevägs-katalysator med lambda-sond och turbo	5 <sup>1)</sup> 7,7 <sup>2)</sup>	2,9 <sup>1)</sup> 12 <sup>2)</sup>	Westerholm m fl (1992)
Katalysator, Volvo 1993 Körscykel: FTP	7,9	11	Westerholmm fl (1996)
Tung lastbil, diesel Busscykel	15 ± 2,5	11 ± 3,1	Westerholm och Egebäck (1991).
Volkswagen, katalysator	8,2	9,1	Lies (1989)
Svensk bil, 1983 års modell, ej kat. Körscykel: svensk A11	90	155	SOU (1983)
Bensinbil för USA marknaden Körscykel: FTP-73	11	22	SOU (1983)
Volvo, icke-katalysator OICA C / ECE test cykel , Blyfri, 95 oktan	95 ± 5	238 ± 6	Laveskog (1993)

<sup>1)</sup> Konstant hastighet 70 km/h.

<sup>2)</sup> Konstant hastighet 90 km/h.

## Aldehyder

Både i Söderledstunneln och Tingstadstunneln uppmättes en emissionsfaktor för formaldehyd på omkring 20 mg/fkm (Tabell 17). I analogi med de högre värdena för bensen, toluen och eten i Tingstadstunneln skulle man dock även för formaldehyd förväntat sig att värdet vore högre än i Söderledstunneln (p g a olika körhållanden).

Värdet för lätta fordon i Tuscaroratorunneln i USA är betydligt lägre än de svenska tunnlar vilket sannolikt hänger samman med den högre andelen fordon med katalysator i USA, även om värdet är väsentligt högre än vad som mätts upp för svenska personbilar med katalysator (se Tabell 18).

En förklaring till det sistnämnda kan vara inblandningen av syrenehållande föreningar i amerikanska bränslen (t ex MBTE). Detta har visats ge högre emissioner av aldehyder och alkener (se t ex Laveskog, 1993).

**Tabell 17. Emissionsfaktorer (mg/fkm) för några aldehyder i Söderledstunneln och Tuscaroratorunneln. För Söderledstunneln finns endast emissionsfaktor för den totala trafiken (utan uppdelning mellan lätta och tunga fordon).**

Enhet: mg/fkm	Formaldehyd	Acetaldehyd	Bensaldehyd	Referens
Söderledstunneln <sup>3)</sup>	18 ± 3	28 ± 8	9,5 ± 0,7	Denna studie
Tingstadstunneln Göteborg <sup>4)</sup>	20			Sjödin m fl., 1996
Tuscarora <sup>1)</sup> Lätta fordon	3,9 ± 1,4	-	-	Sagabiel m fl., 1996
Tuscarora <sup>1)</sup> Tunga fordon <sup>2)</sup>	26,8 ± 4,5	-	-	Sagabiel m fl., 1996

<sup>1)</sup> Data från september 1992, medelhastighet ca 90 km/h.

<sup>2)</sup> Medelvikt 27 ton, 2% bussar.

<sup>3)</sup> Dec. 1995 - feb. 1996, medelhastighet, ca 70 km/h

<sup>4)</sup> Nov. och dec. 1994, medelhastighet ca 70 km/h med inslag av transientkörning i såväl nedförs- som uppförslut (upp till 4% lutning).

De uppmätta emissionsfaktorerna kan också jämföras med mätningar av utsläppen i bilavgaslaboratorier, som dock tyvärr endast avser genomsnittliga värden för vissa specifika körcykelförlopp. Med hjälp av värdena för svenska fordon i i Tabell 18 och den genomsnittliga fordonssammansättningen i Söderledstunneln erhålls följande värden:

Formaldehyd: 17 - 21 mg/fkm

Acetaldehyd: 3,7 - 29 mg/fkm

Bensaldehyd: 5 mg/fkm

Dessa värden stämmer mycket bra med mätningarna i Söderledstunneln även om intervallet för acetaldehyd är stort.

**Tabell 18. Jämförelse av emissionsfaktorer (mg/fkm) för formaldehyd, acetaldehyd och bensaldehyd.**

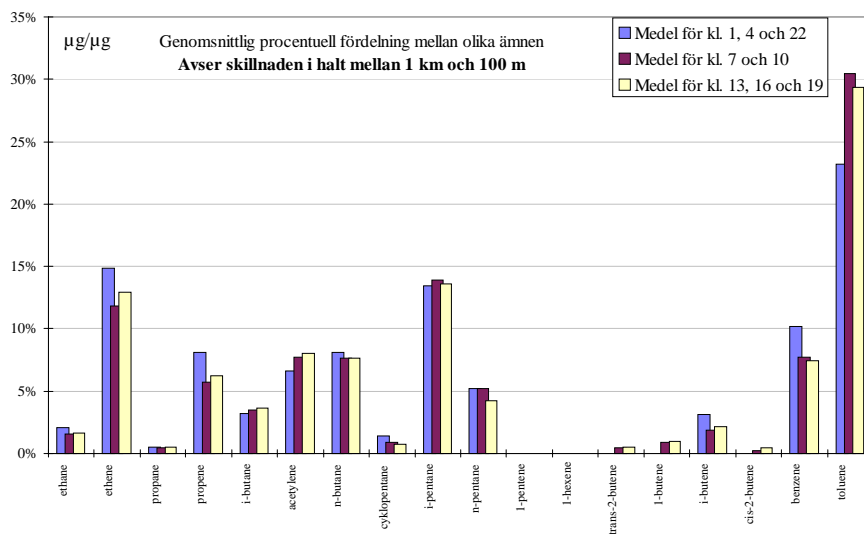
Fordon och körförhållanden	Form- aldehyd	Acet- aldehyd	Bens- aldehyd	Referens
Söderledstunneln	18 ± 3	28 ± 8	9,5 ± 0,7	Denna studie
Volvo, 1993 års modell, katalysator, FTP	0,55	0,45		Westerholm och Wijk (1996)
Volkswagen, katalysator	2,2	1,2		Lies (1989)
Svensk bil, 1983 års modell, ej kat. Svensk A11-cykel	33	46		SOU (1983)
Bensinbil för USA marknaden, FTP-73	2,1	12,5		SOU (1983)
Volvo, icke-katalysator OICA C / ECE test cykel , Blyfri, 95 oktan	40,5 ± 1,9	7,0 ± 0,5	10,5 ± 0,5	Laveskog (1993)

## Utsläppens sammansättning

Av Figur 9 framgår den genomsnittliga procentuella fördelningen av utsläppen av de ämnen som analyserats. Staplarna i figuren representerar olika tidsperioder under dygnet, nattetid med lite trafik, mest personbilar samt rusningstid under morgon och eftermiddag.

Toluen utgör 25% till 30% (vikt). Eten och iso-Pentan utgör var och en omkring 10% till 15% och bensen knappt 10%. Andelen toluen sjunker något under nattetid (prover tagna kl. 1, 4 och 22). Detta skulle kunna vara en indikation på att, personbilarna som helt dominerar nattetid, ger relativt mindre bidrag till toluenhalterna än den tunga trafiken.

I övrigt är skillnaden i den procentuella fördelningen av utsläppen under dygnet mycket liten. Detta visar att skillnaderna i fordonssammansättning under dygnet inte påverkar kolvätesammansättningen.



Figur 9. Genomsnittlig procentuell fördelning mellan olika ämnen för olika tider på dygnet (Söderledstunneln, dec. 95 - feb. 96).

## Har kolvätesammansättningen i trafikavgaserna förändrats under de senaste 10 åren?

Den ökande användningen av katalysatorer i personbilar, användning av nya bränslen etc. talar för att fördelningen av olika kolväten i avgaserna och därmed i omgivningsluften har förändrats. I Tabell 19 jämförs den procentuella fördelningen av halterna av några alkaner och alkener, dels utefter Hornsgatan och Sveavägen i Stockholm 1985/86, dels i avgaserna i Söderledstunneln 1995/96.

Resultaten visar att andelen eten och propen har ökat, medan den minskat när det gäller övriga ämnen.

**Tabell 19. Procentuell fördelning av några alkaner och alkener i omgivningsluft 1985/86 och i Söderledstunneln 1995/96.**

	Medelhalt i Stockholm 85/86 <sup>1)</sup> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Procentuell fördelning 85/86 <sup>1)</sup>	Procentuell fördelning i Söderledstunneln 95/96
Propan	5,7	5%	1%
Butan	26	22%	21%
i-Butan	17	14%	10%
<b>Summa alkaner</b>		<b>41%</b>	<b>33%</b>
Eten	28	24%	32%
Propen	12	10%	16%
Acetylen	29	25%	19%
<b>Summa alkener</b>		<b>59%</b>	<b>67%</b>

<sup>1)</sup> Sveavägen och Hornsgatan (Persson och Almén, 1990).

På motsvarande sätt kan man jämföra förhållandet mellan ämnena och kolmonoxid. För alla ämnen utom eten och propen sjunker halten i förhållande till CO. Detta är ytterligare en bekräftelse på att kolvätesammansättningen i utsläppen från vägtrafiken förändrats i och med den ökande användningen av katalysatorer.

**Tabell 20. Förhållande mellan ämnen och CO, dels i omgivningsluft 1985/86, dels i fordonsavgaserna i Söderledstunneln 1995/96.**

Enhet: ( $\mu\text{g}$ ämne/mg CO)	Gatunivå 85/86	Söderledstunneln 95/96
Propan	1,3	0,26
Butan	5,7	4,3
i-Butan	3,5	2,1
Eten	6,1	6,6
Propen	2,7	3,2
Acetylen	6,4	4,0

Lonneman m fl. (1986) jämförde sammansättningen av kolväten i tunnluft 1970 och 1982. I genomsnitt hade utsläppen sjunkit med omkring en faktor fyra under perioden, beroende på en ökad användning av katalysatorer i personbilarna. De kraftigaste minskningarna kunde noteras för acetylen.

Dessutom konstaterar man att andelen aromater och alkener däremot ökat något under perioden. Förändringarna avseende acetylen och alkener är i överensstämmelse med resultaten i den jämförelse mellan mätningarna utefter Sveavägen/Hornsgatan och Söderledstunneln.



## REFERENSER

- Anderson m fl., 1991. The effect of Catalyst Ageing on the Composition of Gasoline Engine Hydrocarbon Emissions. Manuscript, opublicerat.
- Anderson, L. G., Lanning, J. A., Barrell, R., Miyagishima, J., Jones, R. H. And Wolfe, P., 1996. Sources and sinks of formaldehyde and acetaldehyde: an analysis of Denver's ambient concentration data. Atmos. Environ., 30, 2113-2123.
- Apel, E. C., Calvert, J. G., Fehsenfeld, F. C., 1994. The Nonmethane Hydrocarbon Intercomparison Experiment (NOMICE): Task 1 and 2. J. Geophys. Res., 99, 16651 - 16664.
- Bailey, J. C., Gunary, K., Schmidl B. And Williams, M. L., 1990. Speciated Hydrocarbon emissions from a sample of UK vehicles on the road over a range of speed. Sci. Total Environ., 93, 199-206.
- Hampton, C. V., Pierson, W. R., Schuetzle, D. And Harvey, T. M., 1983. Hydrocarbon Gases emitted from vehicles on the road. 2. Determination of emission rates from diesel and spark-ignition vehicles. Environ. Sci. Technol., 17, 699-708.
- Johansson, C., Johansson, P-Å. and Burman, L., 1996. Emissioner av kväveoxider och kolmonoxid från trafik. Analys av mätningar i Söderledstunneln. ITM Luftlaboratoriet, Stockholms universitet, rapport nr. 49.
- Laveskog, A., 1990. Emissions at regulated and non-regulated testcycles. MTC Rapport 9001, MTC, PO Box 223, 136 23 Haninge.
- Laveskog, A., 1993. Emissions of unregulated compounds from five different gasoline qualities. MTC Rapport 9308, MTC, PO Box 223, 136 23 Haninge.
- Laveskog, A., 1995. Emissions from three diesel vehicles fuelled with three different diesel fuels. MTC Rapport 9506 (extended version), MTC, PO Box 223, 136 23 Haninge.
- Lenner, M., 1996. Influence of ambient temperature on warm engine exhaust emissions from passenger cars. Väg och Transportforskningsinstitutet, meddelande nr. 790A, VTI, S-581 95 Linköping.

- Lies, 1989. Unregulated Motor Vehicle Exhaust Gas components. Volkswagen AG Report, Wolfsburg, Germany.
- Lonneman, W. A., Seila, R. L. och Meeks, S. A., 1986. Non-methane organic composition in the Lincoln tunnel. *Environ. Sci. Technol.*, 20, 790-796.
- Löfgren, L., 1992, Determination of hydrocarbons in urban air. Doktorsavhandling vid Chalmers tekniska högskola, 412 96 Göteborg.
- Matthews, R.D., 1984, Emission of unregulated Pollutants from light duty vehicles, *Int J. of Vehicle Design*, 5, 475-487.
- McLaren, R. Singleton D. L., Lai, J. Y. K., Khouw, B., Singer, E., Wu, Z. Och Niki, H., 1996. Analysis of motor vehicle sources and their contribution to ambient hydrocarbon distribution at urban sites in Toronto during the Southern Ontario Oxidants Study. *Atmospheric Environment*, 30, 2219-2232.
- Miljöförvaltningen, 1997. Environmental balance sheet for Stockholm 1989 - 1995. Miljöförvaltningen, Box 38 024, 100 64 Stockholm, ISBN 91-88018-41-5.
- Moeckli, M. A., Fierz, M. och Sigrist, M. W., 1996. Emission factors for ethene and ammonia from a tunnel study with a photoacoustic trace gas detection system. *Environ. Sci. Technol.*, 30, 2864-2867.
- Naturvårdsverket, 1995. Nationella Miljömål. Förteckning över mål för miljöarbetet beslutade av riksdag och regering. Rapport 4398.
- Naturvårdsverket, 1996. På väg mot ett miljöanpassat transportsystem. Slutrapport från MaTs-samarbetet. Rapport 4636.
- Persson, K.-A. och Almén, J., 1990: Characterisation of light hydrocarbons and other volatile organic compounds in Stockholm air. Naturvårdsverket, rapport 3820, ISBN 91-620-3820-6.
- Pierson, W. R., Gertler, A. W., Robinson, N. F., Sagabiel, J. C., Zielinska, B., Bishop, G. A., Stedman, D. H., Zweidinger, R. B. Och Ray, W. D., 1996. Real-world automotive emissions — Summary of the studies in the Fort McHenry and Tuscarora mountain tunnels. *Atmos. Environ.*, 30, 2233-2256.

*itm*  
**Fel! Endast huvuddokument.**

Romero, R., 1994. Laboratory intercomparison of light hydrocarbons in EMEP. Phase 1. ITM report, Dec., 1994.

Sagabiel, J. S., Zielinska, B., Pierson, R. and Gertler, A. W., 1996. Real-world emissions and calculated reactivities of organic species from motor vehicles. Atmos. Environ., 30, 2287-2296.

Sjödin, Å., 1992. Avgasutsläpp från personbilar i en verklig trafikmiljö som funktion av års och fordonsmodell. IVL rapport B1078, IVL, Box 47 086, 402 58 Göteborg.

Sjödin, Å., Persson, K., Andréasson, K., Arlander, B. Och Galle, B., 1996. Mätningar av dikväveoxid (N<sub>2</sub>O) och andra bilavgaser i Tingstadstunneln med FTIR-teknik och konventionell mätteknik. IVL rapport L96/164, IVL, Box 47 086, 402 58 Göteborg.

Sjödin, Å., 1997. Rapport från IVL, under utarbetande.

Sib-analys, 1997. Mätningar av bensen och toluen i tak och gatunivå i Stockholm. Stockholms luft- och bulleranalys, Stockholms Miljöförvaltning, Box 38 024, 100 64 Stockholm.

SOU, 1983:27, Bilar och renare luft. Betänkande från bilavgaskommittén.

SOU, 1996. Miljörelaterade hälsorisker. Betänkande från miljö- och hälsoutredningen, bilaga 1. SOU 1996:124.

Westerholm, R. Christensen, A. och Rosén, Å., 1996. Regulated and unregulated exhaust emissions from two three-way catalyst equipped gasoline fuelled vehicles. Atmos. Environ., 30, 3529-3536.

Westerholm, R. Och Egebäck, K-E., 1991, Impact of fuels on diesel exhaust emissions. A chemical and biological characterisation. Naturvårdsverket, rapport 3968, 1991.

Westerholm, R. och Egebäck, K-E., 1994, Exhaust emissions from light and heavy duty vehicles: Chemical composition, impact of exhaust after treatment, and fuel parameters. Environmental Health Perspectives, 102, 13 - 23.

Westerholm, R. och Wijk, A. Bilavgaser - En översikt. Naturvårdsverket. Rapport 4528, 1996.

- Westerholm, R., Almén, J., Li, H., Rannung, U. och Rosén, Å., 1992. Exhaust emissions from gasoline-fuelled light duty vehicles operated in different driving conditions: a chemical and biological characterisation. *Atmos. Environ.*, 26B, 79-90.
- Westerholm, R., Almén, J., Li, H., Rannung, U. J., Egebäck, K-E. och Grägg, K., 1991. Chemical and biological characterisation of particulate, semivolatile, and gas-phase associated compounds in diluted heavy-duty diesel exhausts: A comparison of three different semivolatile phase samplers. *Environ. Sci. Tech.*, 25, 332-338.
- Vägverket, 1994. Mätningar av luftföroreningar, luftflöden och trafik i Söderledstunneln, november - december 1993. Rapport från Slb-analys, Miljöförvaltningen, Box 38 024, 100 64 Stockholm.
- Vägverket, 1995. Mätningar av luftföroreningar, luftflöden och trafik i Söderledstunneln, augusti - september, 1994. Rapport nr. 0093.



INSTITUTET FÖR TILLÄMPAD MILJÖFORSKNING  
VID STOCKHOLMS UNIVERSITET

106 91 STOCKHOLM

Telefon 08-674 70 00 vx - Fax 08-28 78 29

•

LUFTLABORATORIET  
LABORATORIET FÖR AKVATISK MILJÖKEMI  
LABORATORIET FÖR ANALYTISK MILJÖKEMI  
LABORATORIET FÖR AKVATISK EKOTOXIKOLOGI