

Lunds universitet
Atmosfärskemi och fysik
Kandidatuppsats
Hösten 2013

Undersökning av hur biobränslen kan påverka den lokala luftkvaliteten



LUNDS
UNIVERSITET

Författare
Angelica Wennbro

Handledare
Elna Heimdal Nilsson

Examinator
Joakim Cederkäll

Abstract

Air pollution is a major environmental health problem especially in populated areas where road traffic is a contributing factor to bad air quality. Vehicle exhaust contains several species harmful to human health. Ozone is a secondary pollutant with precursors that partly originates from road traffic. It causes respiratory diseases and harms vegetation. High concentrations of surface ozone are considered one of the most serious air quality problems. The type of fuel used determines the mixture of exhaust compounds and affects the rate of which ozone is being produced in the atmosphere.

The aim of this project is to examine the impacts on the local air quality when introducing ethanol (E85) as the main fuel for cars in Malmö, Sweden. This is made by a literature study and by air pollution modeling. Real emission data is used and simulations are made for two different temperatures to represent both summer and winter conditions. It was found that E85 may increase the concentration of surface ozone and could thereby increase the health impacts due to road traffic related air pollution. The simulation result showed a significant increase in ozone concentration when using E85 as fuel because of the large amount of volatile organic compounds emitted, especially at winter conditions.

Innehållsförteckning

ABSTRACT	I
1. INTRODUKTION	1
1.1 BAKGRUND.....	1
1.2 SYFTE.....	1
2. MARKNÄRA OZON	2
2.1 REGLER OCH MÅL.....	2
2.2 OZONMÄTNINGAR I MALMÖ	2
3. TROPOSFÄRSKEMI	4
3.1 NO _x	4
3.2 VOC.....	5
3.3 HO _x	5
3.4 OZONPRODUKTION.....	6
3.5 NO _x /VOC BEGRÄNSNING	8
4. UTSLÄPP FRÅN VÄGTRAFIKEN	9
4.1 DRIVMEDEL	9
4.2 AVGASER OCH BRÄNSLELÄCKAGE	10
5. MODELLERING.....	11
5.1 KEMISK MODELL	11
5.2 INITIALKONCENTRATIONER	11
5.3 RESULTAT	13
6. DISKUSSION.....	18
7. SAMMANFATTNING OCH SLUTSATSER	20
REFERENSER.....	21
APPENDIX A	23

1. Introduktion

1.1 Bakgrund

Dålig luftkvalitet är ett vanligt miljö- och hälsoproblem i tätbefolkade områden. Vägtrafik är en av de bakomliggande orsakerna eftersom flera skadliga ämnen och partiklar släpps ut med bilavgaser. I Skåne har Länsstyrelsen som ansvarig myndighet satt upp regionala miljö kvalitetsmål gällande olika luftföroreningar. Ett av de reglerade ämnena är ozon som har koncentrationer som överskrider miljö kvalitetsmålet i både tätort och bakgrundsmiljö i länet. (Länsstyrelsen Skåne). Ozon i inandningsluften är hälsoskadligt eftersom det påverkar andningsorganen genom att irritera lungor och slemhinnor. Även vegetation är känslig för höga halter av ozon med minskad produktion i jordbruk och skog som konsekvens (Jacobson, 2007). Högre upp i atmosfären verkar ozon istället som ett skydd som hindrar skadlig UV-strålning att nå markytan. Marknära ozon är en sekundär luftförorening eftersom ämnet bildas genom kemiska reaktioner i atmosfär med förorenad luft. De ämnen som ger upphov till ozonproduktion i troposfären är organiska föreningar samt kväveoxider, vilka båda produceras vid bland annat förbränning. Ozonkoncentrationen är därför starkt relaterad till utsläpp av dessa ämnen (Seinfeld & Pandis, 2006). Enligt Energimyndigheten står transportsektorn för ungefär 25% av den totala energiförbrukningen i Sverige. Inom transportsektorn dominerar vägtrafiken med 94% och är därmed en väldigt stor emissionskälla av ämnen som gynnar ozonproduktion. Eftersom dessa utsläpp är koncentrerade längs vägar och i städer är många människor påverkade av de luftföroreningar avgaserna ger upphov till (Energimyndigheten, 2013).

Beroende på vilket drivmedel som används skiljer sig innehållet i avgaserna åt. Biobränslen har under en tid marknadsförts som ett miljövänligt alternativ till bensin och diesel med avseende på dess lägre utsläpp av växthusgaser. Etanol är, tillsammans med RME och biogas, ett av de biobränslen som är vanligast idag. Etanol används dels som höginblandning (E85) men även som låginblandning med upp till 10% i vanlig bensin (Johansson, 2013). De största skillnaderna i utsläppen från bilar som tankats med etanol jämfört med bensin är ett minskat utsläpp av bensen samt ökade utsläpp av acetaldehyd och oförbränd etanol. Studier under amerikanska förhållanden har visat att omfattande införande av etanol som drivmedel istället för bensin skulle kunna höja koncentrationen av marknära ozon och därmed öka vägtrafikens hälsopåverkan (Jacobson, 2007).

1.2 Syfte

Att fordon släpper ut ämnen som är skadliga både för miljö och människa råder det idag inget tvivel om. Eftersom innehållet i bilavgaserna skiljer sig åt beroende på vilket bränsle som används påverkar valet av drivmedel luftsammansättningen både lokalt och globalt. Användandet av biobränsle minskar utsläppen av växthusgaser samtidigt som utsläppen av organiska ämnen ökar. Dessutom är halterna av de olika avgasämnen beroende på atmosfärens temperatur (Westerholm, Ahlvik, & Karlsson, 2008). Syftet med detta arbete är att genom litteraturstudie och simuleringar undersöka hur den lokala luftkvaliteten hade påverkats vid ett omfattande byte från bensin till etanol som huvudsakligt drivmedel för personbilar vid två olika temperaturer. Simuleringarna är gjorda för att likna förhållandena för en starkt trafikerad gatukorsning i Malmö, Dalaplan, och bygger på verkliga utsläppsdata.

2. Marknära ozon

Ozon är en luftförorening i troposfären som är skadlig för allt levande. Hos människan påverkar ozon andningsorganen och är särskilt skadligt för barn, äldre och människor med lungsjukdomar. Ozon kan förvärra astma, emfysem och kronisk bronkit men även vara en utlösande faktor för insjuknande. Exponering för höga halter av ozon ökar dessutom risken för förtidig död i hjärt- och lungsjukdomar (Jacobson, 2007). Förutom att marknära ozon är skadligt för människor och vegetation är det även en stark växthusgas eftersom ozon absorberar infraröd strålning (Seinfeld & Pandis, 2006).

2.1 Regler och mål

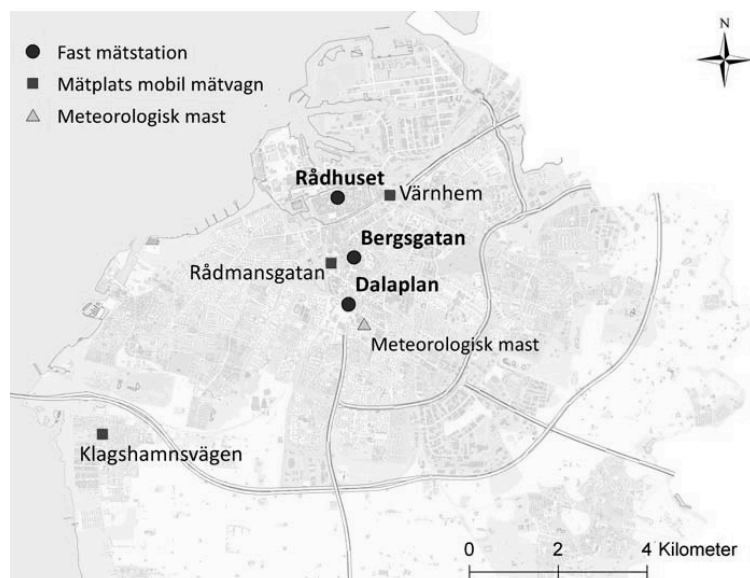
Regeringen har utfärdat en luftkvalitetsförordning (2010:477) gällande landets utomhusluft. Miljökvalitetsnormerna ingår i denna förordning och gäller för ett antal olika föroreningar i luften med gränsvärden enligt EU-direktiv. Kommunerna och Naturvårdsverket ansvarar för att utföra mätningar och kontrollera att miljökvalitetsnormerna uppfylls. I de fall där normerna svåra att leva upp till skall ett åtgärdsprogram upprättas för respektive kommun. Ozon är ett av de ämnen som mäts och regleras enligt miljökvalitetsnormerna till skydd för människors hälsa och för växtligheten. Enligt EU-direktiv skall allmänheten varnas vid en ozonhalt som överskrider $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i mer än en timme, vilket motsvarar ca 80-90 ppbv beroende på temperatur. Detta sker i dag av Svenska Miljöinstitutet via lokalradio och text-tv.

2.2 Ozonmätningar i Malmö

Vanligen ligger ozonkoncentrationen i troposfären mellan 20 och 60 ppb. Höga halter bildas framförallt i urbana miljöer med mycket luftföroreningar eller medvind från dessa. Halterna är i regel högst på sommaren eftersom solinstrålningen är avgörande för hur mycket ozon som produceras. Särskilt gynnsamma förhållanden är vid sommarhögtryck som kan ge flera varma dagar i följd med stillastående luft (Seinfeld & Pandis, 2006). Sedan de första mätningarna gjordes på ozon vid marknivå, vid år 1900, har de genomsnittliga halterna dubblerats. Detta till följd av utsläpp från en ökad energiförbrukning (Fenger & Tjell, 2009).

Det finns tre fasta mätstationer i Malmö som gör mätningar på luftkvaliteten. Två i gatunivå, på Bergsgatan och Dalaplan, och en på Rådhusets tak som representerar den urbana bakgrundsluften (Miljöförvaltningen Malmö stad, 2013). I en utvärdering gjord av Miljöförvaltningen om luftkvaliteten i Malmö 2012 klassas NO_2 , luftburna partiklar och ozon som de mest problematiska luftföroreningarna i staden. NO_2 -halten visar en nedåtgående trend samtidigt som ozonhalten ökar vilket tros ha ett direkt samband. Miljökvalitetsnormen för både NO_2 och ozon överskrids i flera områden. Skillnaden i NO_2 -koncentrationerna mellan de mest trafikerade gatorna och takhöjd är tydlig. På den tungt trafikerade Bergsgatan överskrids miljömålet med 70% medan halten på rådhusets tak ligger 20% under målet. Gällande ozonhalterna är fördelningen den motsatta. Den högsta genomsnittliga ozonkoncentrationen uppmättes på rådhuset tak, 85% över målet, och den lägsta på Bergsgatan. På kartan över Malmö Figur 1, visas mätstationernas position. Med tanke på skillnaderna i de uppmätta koncentrationerna ger avstånden mellan mätpunkterna en indikation på föroreningarnas rumsliga utbredning. Då mätningarna på rådhuset representerar den urbana bakgrundsluften klassas detta som de föroreningsnivåer som allmänheten i regel exponeras för

(Miljöförvaltningen Malmö stad, 2013). I Tabell A1, Appendix A, presenteras ozonkoncentrationens årsmedelvärde samt de maximala uppmätta värdena för de olika mätstationerna 2012. För jämförelse med litteratur i ämnet och de modellerade koncentrationerna senare i arbetet presenteras koncentrationerna här i ppb, Tabell 1: Uppmätta ozonhalter 2012 (ppb) vid temperatur på -7°C (+22°C). Enheten är vid omvandling beroende av tryck samt temperatur. Här är trycket satt till det atmosfäriska standardtrycket 1013 hPa och koncentrationer är beräknade för de två temperaturerna, -7°C och +22°C vilka är de som används senare i modelleringen. Miljömålen överskrids vid alla mätplatser, i bakgrundsluften överskrids även miljökvalitetsnormen.



Figur 1: Karta över Malmö och mätstationerna för övervakning av luftkvaliteten (Miljöförvaltningen Malmö stad, 2013).

För att minska luftföroreningarna i Malmö har en rad åtgärder vidtagits. Grundtanken är att gynna gång-, cykel- och kollektivtrafik genom att bygga ut cykelvägar och skapa fler busskörfält. Samtidigt har parkeringsplatser i innerstan plockats bort och gator blivit enkelriktade eller helt förbjudna för biltrafik, detta för att begränsa biltrafiken i staden och på det sättet minska luftföroreningar. Dessutom har hastighetsbegränsningen nyligen sänkts från 50km/h till 40 km/h bland annat för att minska avgaserna (Miljöförvaltningen Malmö stad, 2013).

Tabell 1: Uppmätta ozonhalter 2012 (ppb) vid temperatur på -7°C (+22°C) (Miljöförvaltningen Malmö stad, 2013).

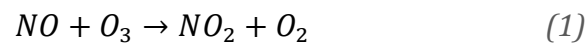
Ozon	Miljömål	MKN	Rådhuset	Dalaplan	Bergsgatan
Årsmedelvärde			25,5 (28,2)	21,8 (24,2)	20,0 (22,2)
Max timmedelvärde	36,4 (40,3)		70,9 (78,6)	61,8 (68,5)	62,7 (69,5)
Max glidande 8-timmarsmedelvärde	31,8 (35,3)	54,5 (60,5)	55,9 (62,0)	49,5 (54,9)	41,4 (45,9)

3. Troposfärskemi

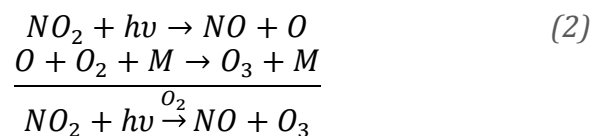
Detta avsnitt kommer främst att beröra ämnen och reaktioner som är involverade i produktionen av ozon i troposfären. Ozon är en sekundär luftförorening, dvs en förorening som bildas i atmosfären genom reaktioner mellan andra primära utsläpp. Ämnena som triggar ozonproduktion är framförallt kväveoxider (NO_x) och flyktiga organiska kolväten (VOC). Förutom att dessa ämnen kan bilda ozon minskar de OH-koncentrationen i atmosfären vilket påverkar oxidationen av andra kolväten, exempelvis metan, och förlänger dess uppehållstid i atmosfären. Eftersom metan är en växthusgas förstärks dess uppvärmande effekt om ämnet lever kvar längre i atmosfären (Uherek, o.a., 2010).

3.1 NO_x

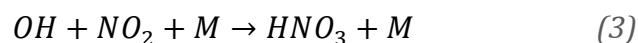
NO_x är en beteckning för kväveoxiderna NO och NO_2 . Dessa bildas vid all slags förbränning och emitteras till exempel med fordonsavgaser. Den största delen av NO_x -utsläppen sker i formen NO men oxideras snabbt till NO_2 i närvaro av ozon, Reaktion (1).



Nedbrytning av NO_2 sker genom fotodissociation vilket gör denna reaktion mest effektivt vid stark solinstrålning och avstannar nattetid, Reaktion (2).



I ett isolerat system sker dessa reaktioner i en cykel utan någon nettoproduktion; ämnena som bildas bryts återigen ned till de ursprungliga (Seinfeld & Pandis, 2006). I den verkliga atmosfären kan även reaktioner med andra ämnen ske. NO_x har vanligen en uppehållstid i atmosfären på ett par dagar innan cykeln bryts. Detta sker vanligen genom reaktioner som bildar HNO_3 , salpetersyra, vilket är den största sänkan för NO_x . HNO_3 löses lätt i vatten och binds därför i moln- och vattendroppar för att sedan lämna atmosfären vid regn. Även torrdeponering av HNO_3 i gasfas till mark eller vegetation är möjlig. Bildandet av HNO_3 kan ske på flera vis varav reaktion med hydroxylradikal, OH, är ett, Reaktion (3).



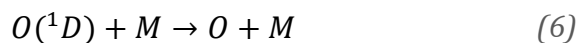
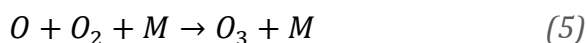
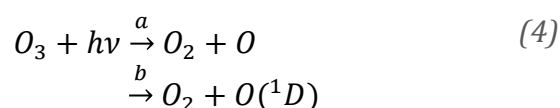
Eftersom NO_x har en relativt kort livslängd i atmosfären, och därmed inte hinner färdas längre sträckor i atmosfären, förblir föroreningen främst lokal. Koncentrationer i urbana miljöer är vanligen 5-20ppb medan bakgrundskoncentrationerna är betydligt lägre, 0,01-0,1ppb (Seinfeld & Pandis, 2006). Dock kan PAN-ämnen (peroxylacetylnitrater) bildas genom reaktioner mellan NO_x och kolväten. PAN-ämnena har längre livslängd och kan transporteras i atmosfären för att sedan i områden med subsidens brytas ned och frigöra NO_x i områden där det inte finns några primära utsläpp av kväveoxid (Uherek, o.a., 2010).

3.2 VOC

VOC (volatile organic compounds) är ett samlingsnamn för de organiska ämnena i gasform. Föreningar innehållande enbart kol och väte är den dominerande ämnesgruppen inom VOC. Andra vanligt förekommande är alkoholer och aldehyder som även innehåller syreinnehållande funktionella grupper (Seinfeld & Pandis, 2006). De organiska föreningarna har dels antropogena källor men emitteras även naturligt av vegetation. Vägtrafik är en källa till VOC, dels genom direkt emission i form av avgaskomponenter men också som bränsleläckage. VOC-ämnen kan även bildas i nedbrytningskedjan av andra organiska luftföroreningar. Reaktiviteten och nedbrytningsförloppet i atmosfären för de olika VOC-ämnena skiljer sig åt men gemensamt för alla är att de oxideras genom olika processer, med OH som den vanligaste reaktionspartnern, och har CO₂ och H₂O som slutprodukter (Derwent, Jenkin, Passant, & Pilling, 2007). En del av dessa ämnen är direkt skadliga och cancerogena (som bensen, formaldehyd och acetaldehyd) men kan även reagera med NO_x för att bilda ozon (Trafikverket, 2012).

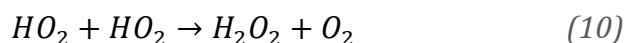
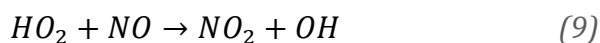
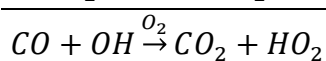
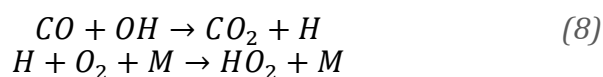
3.3 HO_x

HO_x är en beteckning för OH och HO₂. OH är en radikal som reagerar snabbt med i princip alla spårgaser i atmosfären. Dess reaktivitet gör OH till den viktigaste oxiderande radikalen i troposfären. OH kan produceras i troposfären genom fotolys av ozon. Vid denna reaktion fås en fri syreatom antingen i sitt grundtillstånd eller i ett exciterat tillstånd, reaktion (4). Syreatomen reagerar med O₂ för att återigen producera ozon, reaktion (5). Den exciterade syreatomen gör sig av med sin överskottsenergi antingen till ett ämne i bakgrundsluften, M (vanligen N₂ eller O₂), eller genom att reagera med vattenånga för att då bilda två OH-molekyler, reaktion (6) respektive (7). Vilken reaktion som kommer att ske beror på temperatur och koncentration av de olika ämnena. För en typisk luftsammansättning kommer ca 60% av de exciterade syreatomerna generera OH-radikaler (Seinfeld & Pandis, 2006).



När OH reagerar med spårämnen i atmosfären sker detta ofta i katalytiska cykler där OH hela tiden regenereras och på det viset hålls koncentrationen relativt jämn dagtid. Högst OH-koncentration finns i tropisk luft med hög luftfuktighet och solinstrålning (Seinfeld & Pandis, 2006). Den största sänkan för OH i troposfären är reaktion med CO eller CH₄. I reaktion (8) reagerar OH med CO och bildar en fri väteatom som sedan snabbt reagerar med en syremolekyl och bildar hydroperoxyradikal, HO₂. I närvaro av kväveoxid är

reaktion (9) den vanligaste för radikalen och kan bidra till ozonproduktion (Seinfeld & Pandis, 2006).



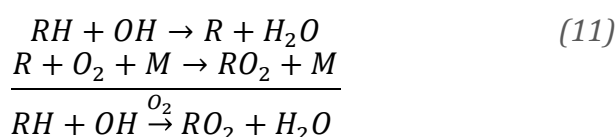
Terminering av reaktionskedjan kan ske genom att OH reagerar med NO₂ och bildar salpetersyra, HNO₃, Reaktion (3). Om HO₂-halten är hög kan två hydroperoxyradikaler reagera med varandra vilket också leder till terminering, reaktion (10). Teoretiskt skulle det kunna bildas en O₃-molekyl för varje CO-atom om man bortsåg från att terminering skulle kunna ske.

3.4 Ozonproduktion

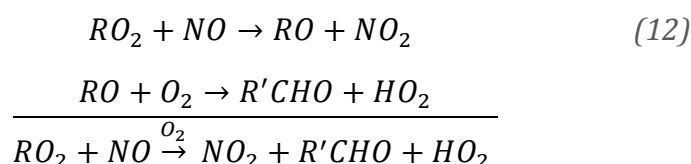
I närvaro av fria syreatomer i troposfären kan ozon bildas.



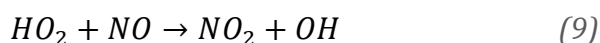
Fotodissociation av NO₂ är den enda reaktion i troposfären som kan ge upphov till betydelsefulla mängder fria syreatomer för ozonproduktion. Dock måste NO₂ bildas på annat sätt än genom reaktion (2) för att en nettoproduktion av ozon skall ske. I ren luft bildas ozon genom reaktion mellan OH och kolmonoxid, reaktion (8), eller metan (CH₄). I förorenad luft reagerar OH också med andra betydligt mer reaktiva organiska föreningar. Ozonproduktionen initieras liksom för CO genom OH, reaktion (11). Här oxideras ett kolväte, RH, till en alkylperoxyradikal, RO₂.

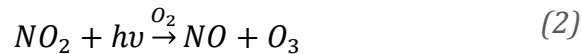


RO₂ är väldigt reaktivt och kan oxidera kvävemonoxid, vilket leder till ett överskott av NO₂ i NO_x-cykeln samtidigt som en HO₂-molekyl bildas.



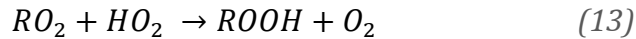
Dessutom kan HO₂-molekylen producera ytterligare en NO₂-molekyl, reaktion (9), som sedan fotolyseras till ozon, reaktion (2).





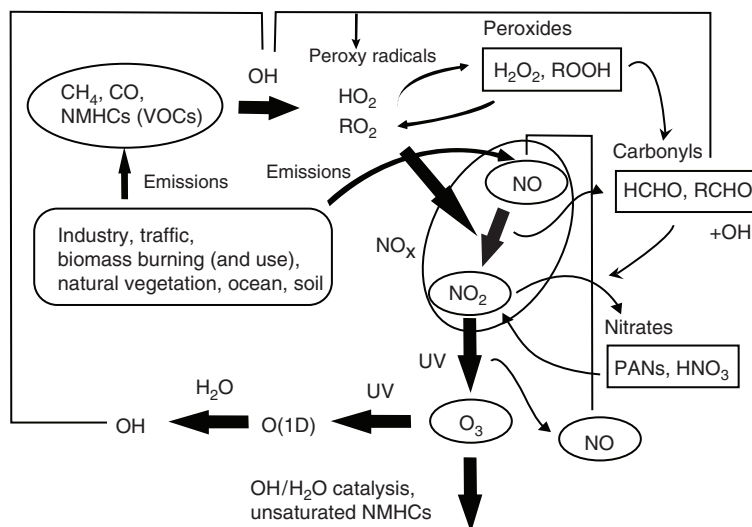
Teoretiskt skulle detta innebära att 2 ozonmolekyler kan bildas för varje OH-initierad oxidation istället för 1 som var fallet för CO. På detta sätt kan ozonproduktion triggas i gynnsamma förhållanden mellan kolväten och kväveoxider (Seinfeld & Pandis, 2006).

Liksom för CO kan reaktionscykeln termineras på olika vis. Dels som tidigare genom reaktion (3) eller reaktion (10) men även genom att en alkylperoxyradikal reagerar med en hydroperoxyradikal, reaktion (13).



Detta är en väldigt förenklad beskrivning av reaktionerna som äger rum i atmosfären. I verkligheten är betydligt fler ämnen involverade och andra reaktionsförlopp förekommer. Dock följer alla kolväten likartade mönster och den generella principen är väl beskriven i texten ovan. Vilka reaktioner som kommer ske är till stor del beroende på koncentrationerna av de olika ämnena.

I Figur 2 illustreras reaktionsförloppet vid ozonproduktion. De emitterade organiska föreningarna oxideras av OH och bildar peroxy-radikaler (HO_2 och RO_2). Dessa oxiderar därefter NO till NO_2 som sedan fotolyseras och ger en fri syreatom. Denna reagerar med en syremolekyl och bildar ozon.



Figur 2: Reaktionsförloppet vid ozonproduktion (Mohanakumar, 2008)

De primära ozonsänkorna är de kemiska reaktionerna nedan men även torrdeposition förekommer (Seinfeld & Pandis, 2006).

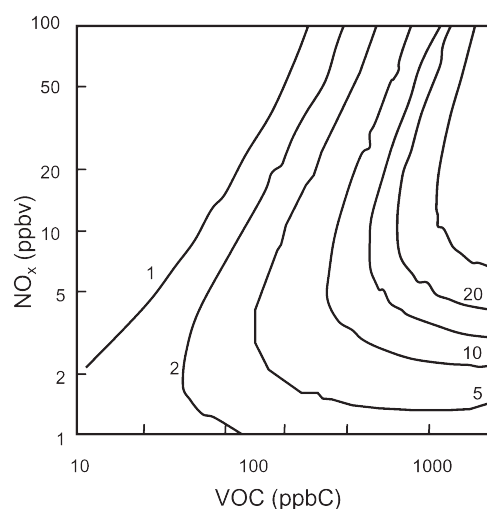
$O(^1D) + H_2O$	ca 40%
$O_3 + HO_2$	ca 40%
$O_3 + OH$	ca 10%

3.5 NO_x/VOC begränsning

För att ozon skall produceras krävs det en balans mellan halterna av NO_x och VOC vilket gör att ökad emission av organiska ämnen eller NO_x inte direkt medför ökad halt av ozon. Som tidigare nämnts är OH en viktig radikal i troposfären. Flera reaktionsförlopp är initierade av OH och det är ofta konkurrens mellan ämnen om att reagera med OH. Det är två saker som spelar in för vilken reaktion som kommer att ske. Koncentrationen av ämnena samt reaktionshastigheten. Hög koncentration och hög reaktionshastighet ökar sannolikheten för att en viss reaktion skall ske. För att ozon ska produceras är det nödvändigt att HO_x reagerar med både NO_x och VOC. Eftersom reaktionshastigheten är ungefär 5,5 gånger högre för reaktion mellan HO_x och NO₂ behöver halten av VOC vara 5,5 gånger så stor för att båda reaktionerna skall vara lika sannolika. Exakt hur fördelningen skall vara för att optimera ozonproduktionen beror på vilka VOC-ämnen som är involverade (Derwent, Jenkin, Passant, & Pilling, 2007).

Hög NO_x-halt ökar sannolikheten för terminering genom reaktion (3) vilket innebär mindre tillgängligt OH för VOC-oxidation som också medför att ozonproduktionen avstannar (Seinfeld & Pandis, 2006). Eftersom NO_x har betydligt kortare livslängd än VOC hinner ämnet inte transporteras längre sträckor med vinden. Därför påverkar NO_x-utsläpp ozonkoncentrationen främst lokalt vilket också medför att ozonkoncentrationen ofta är högre en bit ifrån utsläppskällan där luften inte är lika mättad av NO_x.

Om istället VOC halten ökar blir konkurrensen om OH större vilket inte alltid medför att fler peroxyradikaler (RO₂ och HO₂) nyskapas eller bryts ned. Ozonkoncentrationens beroende av fördelningen mellan NO_x och VOC illustreras ofta i ett ozon-isopletdiagram, Figur 3. Detta visar den maximala ozonkoncentration eller ozonproduktion som kan uppnås i ett luftpaket för givna initialkoncentrationer av NO_x och VOC. Ovan ryggen är ozonproduktionen begränsad av låga VOC-koncentrationer och en ökning av VOC kommer leda till en ökad ozonproduktion medan en ökning av NO_x i stället skulle innebära en minskning av ozonproduktionen. Tvärtom är fallet för koncentrationerna under ryggen som är NO_x-begränsat. Där kommer en ökning av NO_x innebära en ökad ozonproduktion medan en ökning av VOC inte medför någon större förändring.



Figur 3: Ozon-isopletdiagram som visar den maximala ozonproduktionen (ppb/h) dagtid vid urbana sommarförhållanden för olika koncentrationer av VOC och NO_x (Monks, 2005)

4. Utsläpp från vägtrafiken

Även om huvudbeståndsdelarna i atmosfären förblir de samma påverkas mängden spårämnen av människans aktivitet. Luftföroreningar är ämnen och partiklar i luften som är skadliga för människa och miljö. Hur mycket biltrafiken påverkar luftkvaliteten beror på trafikens storlek, vilka bränslen som används och hur energieffektiva bilarna är (Johansson, 2013). I Tabell 2 listas olika föroreningsämnen från vägtrafiken, en del direkt cancerogena och en del skadliga för andningsorganen.

Tabell 2: Primära och sekundära föroreningsämnen i bilavgaser.

Primära luftföroreningar	Sekundära luftföroreningar
Kolmonoxid (CO)	Ozon
Kväveoxider (NO _x)	PAN
VOC, exempelvis bensen	Formaldehyd (HCHO)
Ammoniak	Acetaldehyd (CH ₃ CHO)
Partiklar	Sekundära partiklar

4.1 Drivmedel

Trafikverket har som mål att 10% av den förbrukade energin i transportsektorn skall vara förnybar år 2020. Avsikten är att bidra till det globala klimatmålet om att minska utsläppen av växthusgaser samt att bli oberoende av fossila bränslen. År 2012 bestod 7,2% av den totala förbrukade energin i vägtransportsektorn av biobränsle, Tabell 3, vilket är en ökning med 0,7 procentenheter sedan 2011. Denna förändring tillsammans med att bilar blir mer bränsleeffektiva har lett till ett minskat utsläpp av växthusgaser med 100 000 ton i Sverige det senaste året (Johansson, 2013).

Tabell 3: Andel biodrivmedel för vägtrafiken i Sverige 2012 (%) (Johansson, 2013).

Drivmedel	Andel	
Dieselolja	49,6	
Bensin	42,4	
Naturgas	0,8	
Biobränsle	7,2	Varav
HVO/RME		3,3
Höginblandad etanol (E85)		1,4
Låginblandad etanol		1,3
Etanol till buss		0,2
Biogas		1

Etanol är idag ett av de vanligaste biodrivmedlen och framställs genom jäsning av stärkelserika grödor som exempelvis sockerbeter. Andelen nyregistrerade etanoldrivna bilar år 2012 var 1,6% i Skåne vilket är en minskning med 61,7% mot 2011. Den nedåtgående trenden gäller i hela landet enligt trafikverkets bilindex (Trafikverket, 2013). Däremot ökar andelen etanol som är låginblandad sedan EU år 2010 höjt gränserna för tillåtet etanolinnehåll i bensin till 10%. År 2012 innehöll bensinen i genomsnitt 4,9% etanol i Sverige (Johansson, 2013).

4.2 Avgaser och bränsleläckage

Bilavgaser bidrar betydande till utsläpp av ämnen som gynnar ozonproduktion. I Malmö uppskattas 19% av de flyktiga organiska föreningarna och 33% av NO_x-utsläppen emitteras från vägtrafiken, se Tabell 4

Tabell 4: Emissionskällor Malmö 2009 (%) (Miljöförvaltningen Malmö stad, 2011).

Emissionskälla	NO _x	VOC
Vägtrafik	33	19
Industri & Energi	30	25
Arbetsmaskiner & Redskap	20	18
Övrig trafik	17	3
Övrigt	-	35

Flera undersökningar har gjorts som entydigt visar på skillnader i avgaskomponenternas fördelning till följd av drivmedelsval. Generellt släpper de etanoldrivna bilarna ut betydligt mer organiska gaser än de bensindrivna. I en studie av Jacobson (2007) jämförs emissionerna från etanolbilar med bensinbilar. Särskilt utmärkande i studien är acetaldehydutsläppet som har en ökning med 2000% för etanolbilar, Tabell A2, Appendix A. Även etanolutsläppet ökar genom bränsleläckage och oförbränd etanol i avgaserna. Vid nedbrytning av etanol i atmosfären bildas acetaldehyd vilket ökar den totala koncentrationen av ämnet ytterligare; denna sekundära källa beräknas vara större än de direkta utsläppen av acetaldehyd. I studien undersöks också vilken hälsoeffekt ett omfattande byte skulle kunna ha. Ämnen som är direkt skadliga och cancerogena för människan emitteras vid förbränning av både bensin och etanol. De viktigaste är formaldehyd, acetaldehyd, 1,3 butadien och bensen (Jacobson, 2007). Hälsoeffekterna av dessa ämnen jämförs med effekterna av den sekundära luftföroreningen ozon som bildas till följd av de direkta utsläppen. Den populationsviktade dygnsmedelkoncentrationen av ozon beräknades öka med 1,4 ppbv i Los Angeles. Denna ökning i ozonkoncentration beräknades leda till ökning med 120 dödsfall per år till följd av ozonrelaterade sjukdomar, vilket motsvarar en ökning med 9%. Även sjukhusinläggningar och antalet akutintagningar beräknades stiga. Eftersom de beräknade dödsfallen till följd av cancerinsjuknande skulle vara likvärdiga för de olika utsläppen bedömdes den förhöjda ozonkoncentrationen vara den allvarligaste hälsopåverkan. Tabell A2, Appendix A, listas flera av de emitterade ämnena och dess procentuella skillnad i utsläppshalt för etanolbil jämfört med en bensindriven.

I en studie av Westerholm, Ahlvik och Karlsson (2008) analyserades bland annat utsläppen för två flexifuelbilar vid två olika temperaturer. I denna mätning släppte de två undersökta bilarna ut högre halter av alla ämnen vid den lägre temperaturen. Dessutom ökade bränsleförbrukningen med 11% respektive 12% vid en temperatur på -7°C istället för +22°C.

5. Modellering

Luftkvalitetsmodellering kan göras på olika sätt och har flera användningsområden. Genom modelleringar kan luftkvaliteten beräknas i områden där mätningar saknas och även ge en prognos för kommande dagars luftkvalitet. (Fenger & Tjell, 2009).

5.1 Kemisk modell

För denna undersökning användes en boxmodell för att se hur olika utsläppsscenarioer skulle påverka luftsammansättningen. Initialkoncentrationen representerar luften i gaturummet direkt efter utsläppet. Utsläppen representerar bilavgaserna från en tungt trafikerad gatukorsning i Malmö, Dalaplan, med 28000 passerande bilar i dygnsmedelvärde. Modellen beräknar utifrån initialkoncentrationen hur luftsammansättningen varierar under dagen med hänsyn till de kemiska reaktioner som sker i luftpaketet. Modellen som användes heter AtChem¹ och är ett program som gör simulationer baserade på MCM, Master Chemical Mechanism². MCM är en detaljerad kemisk mekanism som är konstruerad för att beskriva reaktionerna som sker i gasfas vid nedbrytning av organiska gaser i atmosfären (Jenkin, Saunders, & Pilling, 1997). Mekanismen som används i denna undersökning bygger på nedbrytningen av:

Metanol, CH₃OH

Etanol, C₂H₅OH

Formaldehyd, HCHO

Acetaldehyd, CH₃CHO

Metan, CH₄

Eten, C₂H₄

Propen, C₃H₆

Bensen, C₆H₆

Toulen, C₇H₈

1,3 Butadien, C₄H₆

Totalt innehåller denna mekanism på 1497 reaktioner mellan 493 olika ämnen, flera av dem fotolysreaktioner. MCM är en vanligt använd mekanism för denna typ av simuleringar men används även i mer avancerade modeller.

5.2 Initialkoncentrationer

Det huvudsakliga syftet med denna undersökning var att jämföra hur ozonkoncentrationen i gaturummet påverkas till följd av drivmedelsval och temperatur. Därför representerar de olika scenarierna biltrafikens utsläpp för bilar drivna av E5 respektive E85 för två olika temperaturer, -7°C och +22°C.

Utsläppsdata kommer från en studie (Westerholm, Ahlvik, & Karlsson, 2008) där innehållet i avgaserna från två flexifuelbilar drivna av E5 respektive E85 har analyserats. Den europeiska körcykeln (NEDC) har använts för att efterlikna körförhållanden i en europeisk storstad.

Initialkoncentrationerna är skapade genom att anta en homogen luftsammansättning för en box 50m*50m*50m kring utsläppsplatsen, dvs vägen. Detta antas rimligt eftersom gaturummets fasadhöjd är 20m i genomsnitt och gatans bredd är 30m

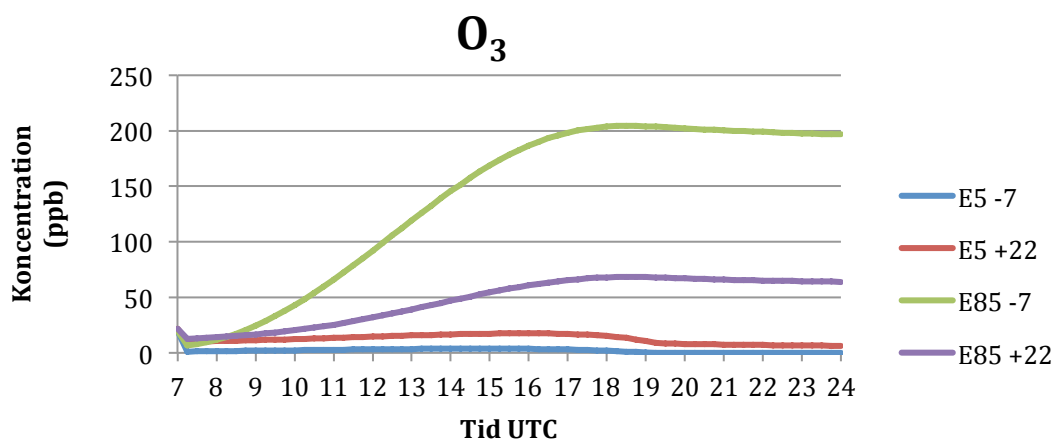
(Miljöförvaltningen Malmö stad, 2013). Flera av de utsläppta ämnena finns redan i bakgrundsluften men då i så små halter att de kan anses vara försumbara i jämförelse med de utsläppta halterna med undantag för metan. För att vara konsekvent adderas alla utsläppshalterna till en bakgrundssammansättning för input till den kemiska modellen. Hela dygnstrafikens utsläpp antas här vara emitterad samtidigt, 07.00, för att underlätta beräkningarna. Datumen för att representera solinstrålningen för de olika scenarierna är satta till 1 januari 2011 och 1 juli 2011 för -7°C respektive 22°C. Dalaplan, Malmö, har koordinaterna lat 55,35 long 13,00 vilket också är betydande för reaktionernas fotolyshastighet. I Tabell 5 presenteras initialkoncentrationerna för de olika ämnena (ppbv) och i Tabell A3, Appendix A, presenteras de i molekyler/cm³ som är den direkta inputen i simuleringarna.

Tabell 5: Initialkoncentrationer (ppbv) motsvarande biltrafikens utsläpp. Värden inom parantes är den procentuella skillnaden för E85 som drivmedel jämfört med E5 vid samma temperatur.

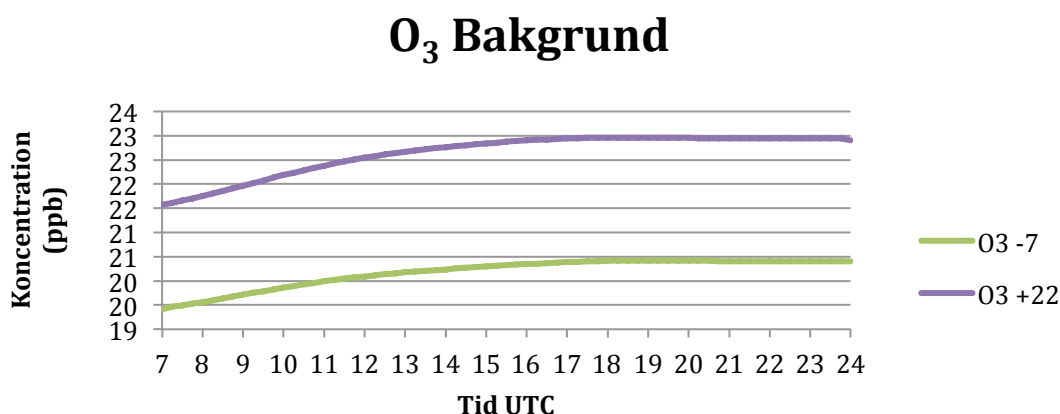
Ämne	E5 -7°	E5 22°	E85 -7°	E85 22°	Bakgrund -7°C	Bakgrund 22°C
Kväveoxid NO	297	27,1	52,9 (-82,2)	18,1 (-33,2)	0,00398	0,00441
Formaldehyd HCHO	0,592	0,533	4,55 (+669)	1,52 (+185)	0,137	0,152
Acetaldehyd CH₃CHO	3,66	0,769	60 (+1540)	8,58 (+1020)	0	0
Etanol C₂H₅OH	12,7	2,06	707 (+5470)	42,9 (+1980)	0	0
1,3 Butadien C₄H₆	0,361	0,225	0,745 (+106)	0,0501 (-77,7)	0	0
Bensen C₆H₆	4,07	0,694	4,69 (+15,2)	0,173 (-75,1)	0	0
Kolmonoxid CO	2770	711	4590 (+65,7)	604 (-33,2)	38	42
Metan CH₄	30,5	16,9	168 (+451)	25,3 (+49,7)	16	17
Propen C₃H₆	7,55	2,25	8,71 (+15,4)	0,644 (-71,4)	0	0
Toulen C₇H₈	14,9	1,91	14,3 (-4,03)	0,588 (-69,2)	0	0
Eten C₂H₄	14,8	3,86	40,9 (+176)	6,277 (+62,6)	0	0

5.3 Resultat

Som Figur 4 visar är ozonkoncentrationen för E85-scenarierna betydligt högre än både för E5-scenarierna och för bakgrundsluften, Figur 8. För E5-scenarierna är den maximala koncentrationen aldrig högre än initialkoncentrationen och dessutom lägre än bakgrundsluften. För E5-scenarierna beror ozonförlusten på de höga NO-utsläppen som gör att ozon bryts ned med högre hastighet än det produceras genom reaktion (1). Det är även en tydlig negativ korrelation mellan koncentrationerna av O_3 och NO, Figur 10, som bekräftar detta.



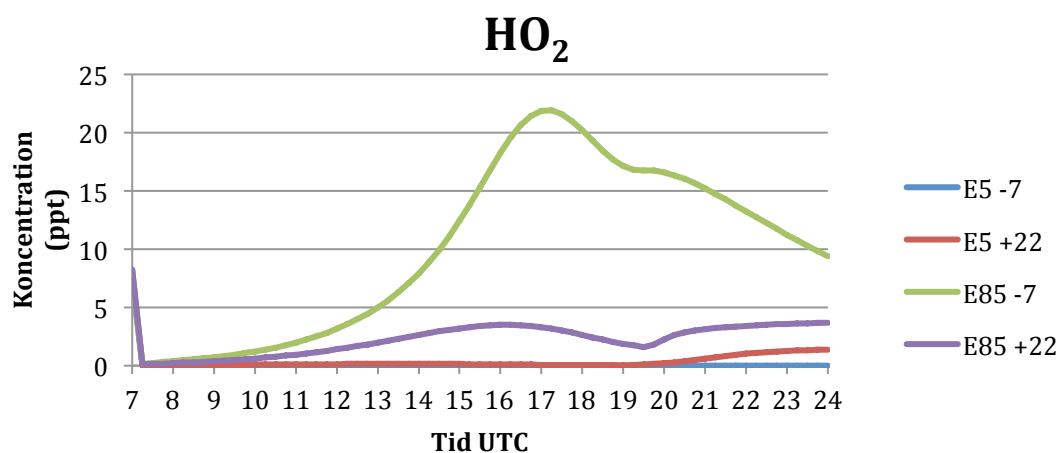
Figur 4: Ozonkoncentrationens dygnsvariation efter utsläpp (ppb).



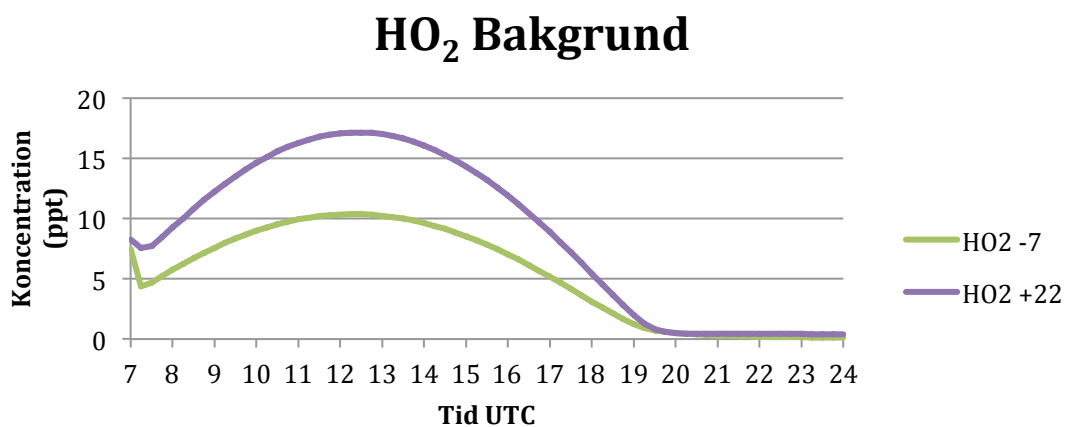
Figur 5: Ozonkoncentrationens dygnsvariation för ren luft (ppb).

Koncentrationerna av HO_2 korrelerar med ozonkoncentrationerna för alla scenarion, Figur 6. Detta framgår även tydligt i bakgrundsluften, Figur 7. Detta är väntat eftersom HO_2 oxiderar NO till NO_2 som sedan fotolyseras och bildar ozon, Reaktion (2) och Reaktion (9).

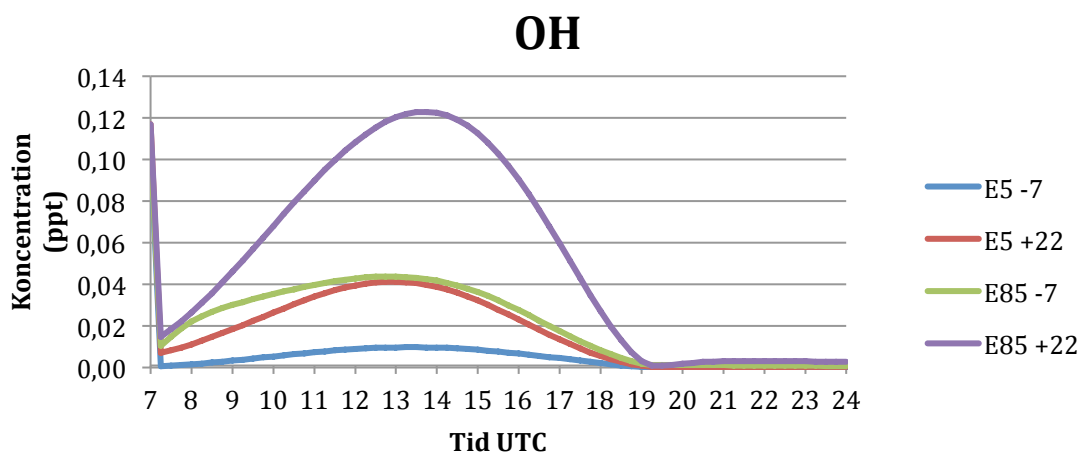
Liksom för HO_2 är OH-koncentrationerna högre i den rena luften än i den förorenade, Figur 8 och Figur 9. Detta är väntat eftersom radikalerna oxiderar föroreningar och "renar" atmosfären. För alla scenarion är koncentrationen av OH högst mitt på dagen när solinstrålningen är starkast och nästintill 0 om natten. Dygnsvariationen i OH-koncentration beror på att dess största källa är fotolys av O_3 , reaktion (7), vilket endast sker dagtid.



Figur 6: HO₂-koncentrationens dygnsvariation efter utsläpp (ppt).

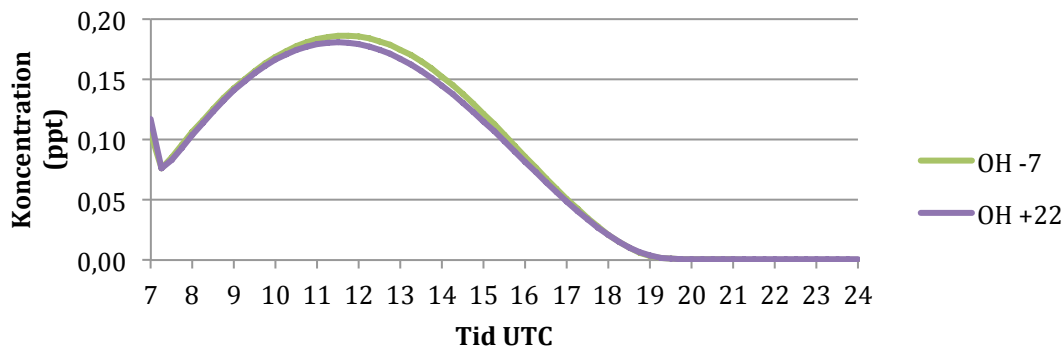


Figur 7: HO₂-koncentrationens dygnsvariation för ren luft (ppt).



Figur 8: OH-koncentrationens dygnsvariation efter utsläpp (ppt).

OH Bakgrund

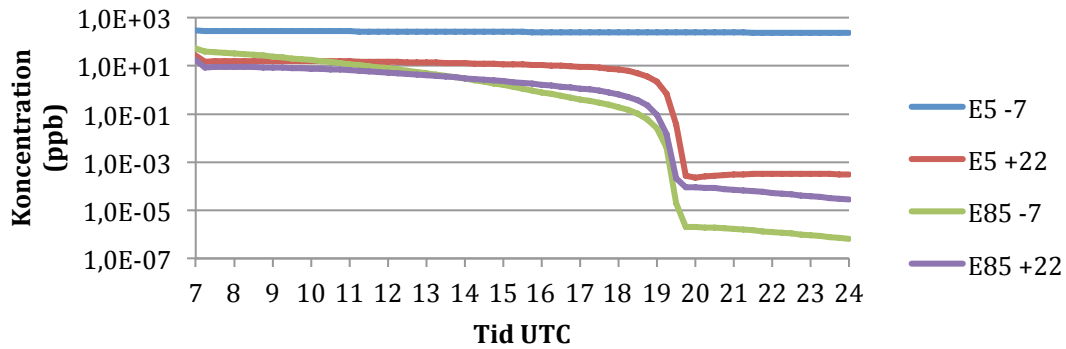


Figur 9: OH-koncentrationens dygnsvariation för ren luft (ppt).

NO-halten för scenario E5 -7° är betydligt högre än för de andra scenarierna genom hela tidsserien, Figur 10. Detta eftersom utsläppet av NO i detta fall är så stort i förhållande till de andra. Alla scenario har ett avtagande i NO-koncentration på kvällen till följd av att fotokemin avstannar. Minskad fotolys av NO₂, reaktion (1), medför en avtagande produktion av NO. Att avtagandet inte är lika tydligt för E5 -7°C beror på den logaritmiska skalan. Det ständigt svaga avtagandet hos E85-scenarierna beror på NO-förlust genom reaktion med O₃, reaktion (1). Att det är tydligast för E85 -7°C beror på att det är scenariot med högst ozonkoncentration medan förlusten knappt är märkbar i E5 -7°C på grund av dess låga O₃-koncentration.

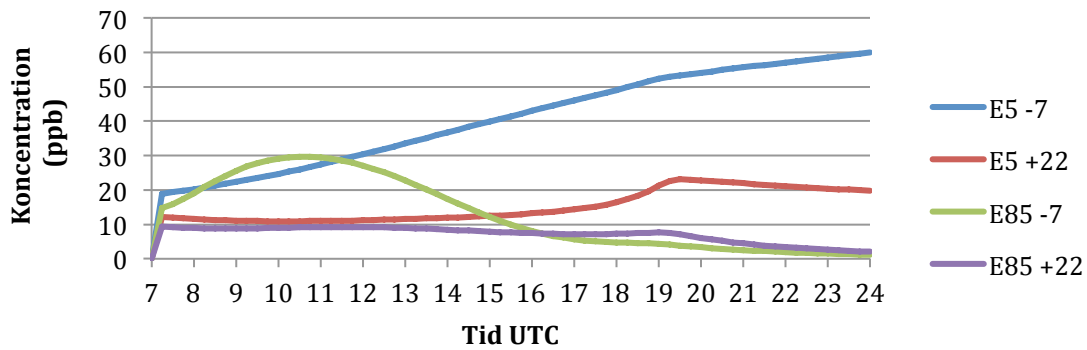
Gemensamt för alla scenarion är att NO-koncentrationen aldrig överskrider initialkoncentrationen. Tvärt om är det för NO₂ som har en väldigt låg initialkoncentration för att sedan produceras efter utsläppet. Eftersom NO och NO₂ inte självklart korrelerar måste NO₂ bildas på andra sätt än genom reaktion (1), vilket också är ett krav för att en större mängd ozon skall produceras. Detta är särskilt tydligt för E85 -7°C. Här syns en tydlig ökning i koncentrationen av NO₂ direkt efter utsläppet till följd av OH-initierad oxidation av VOC, reaktion (11) och reaktion (12). Detta är också det scenario som kommer att generera högst ozonkoncentration.

NO



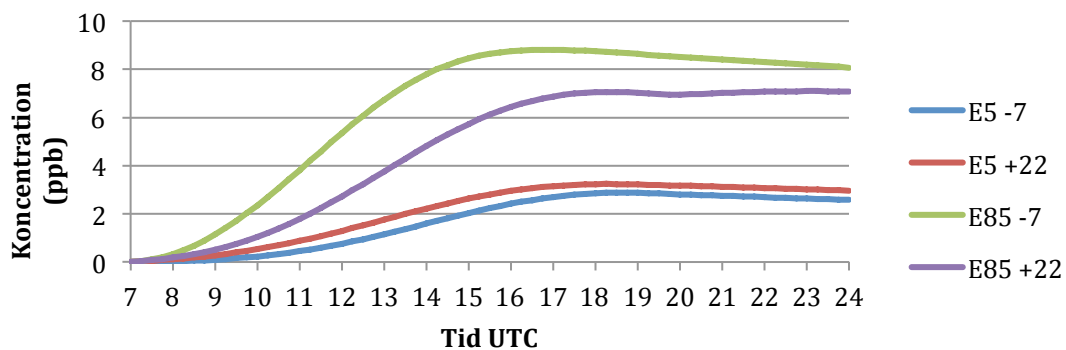
Figur 10: NO-koncentrationens dygnsvariation efter utsläpp (ppb).

NO₂



Figur 11: NO₂-koncentrationens dygnsvariation efter utsläpp (ppb).

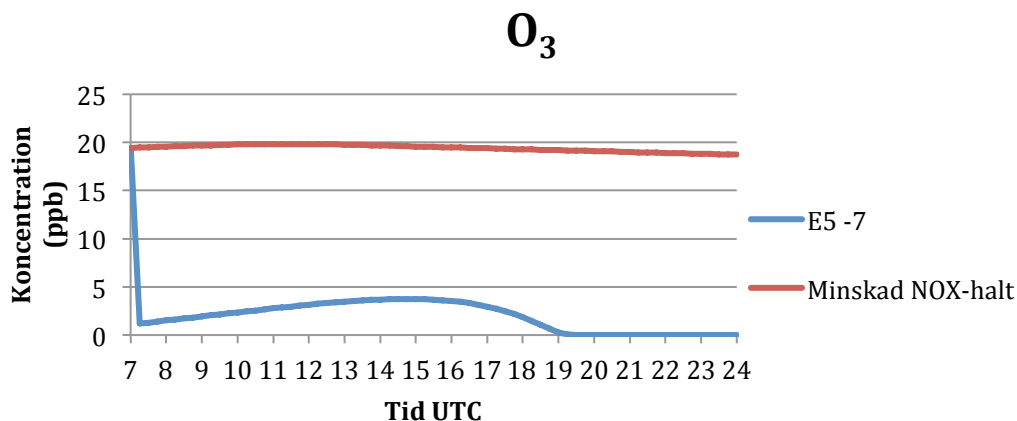
HNO₃



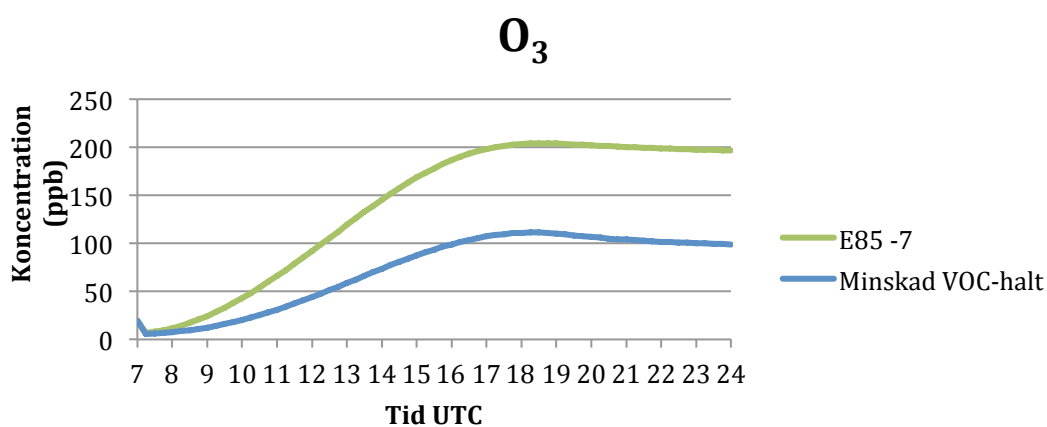
Figur 12: HNO₃-koncentrationens dygnsvariation efter utsläpp (ppb).

HNO₃, som är ett reservoarämne för NO_x, bildas i luftpaketet efter utsläppet, Figur 12. Ämnet bildas genom reaktion mellan NO₂ och OH, reaktion (3). Att koncentrationen av

HNO_3 är lägst för E5 -7°C trots höga NO_2 -halter kan bero på den höga konkurrensen om OH. Det skulle också kunna bero på reaktionshastighetens temperaturberoende, dock fanns det inte möjlighet att inom ramen för detta arbete att titta närmare för enskilda reaktioners temperaturberoende.



Figur 13: Ozonkoncentrationens dygnsvariation efter utsläpp för scenario E5 -7°C jämfört med samma scenario med undantag för initialkoncentrationen av NO som är minskad till bakgrundskoncentrationens värde (ppb).



Figur 14: Ozonkoncentrationens dygnsvariation efter utsläpp för scenario E85 -7°C jämfört med samma scenario med undantag för initialkoncentrationerna av etanol och acetaldehyd som är minskade till bakgrundskoncentrationens värde (ppb).

I Figur 13 jämförs scenario E5 -7°C med ett fall med lägre initialkoncentration av NO. Detta fall ger en betydligt högre ozonkoncentration mycket lik bakgrundsluftens, Figur 5. I Figur 14 jämförs scenario E85 -7°C med ett fall med lägre initialkoncentration av VOC. Detta ger en lägre ozonkoncentration än ursprungsscenarioet, dock är koncentrationen fortfarande högre än för de övriga scenarierna. Resultaten av dessa två simuleringar kommer att behandlas vidare i diskussionen.

6. Diskussion

Det är tydligt i resultatet av simuleringarna att ozonproduktionen är beroende av temperatur och solinstrålning, detta till följd av ökad fotolys av NO_2 , reaktion (2). I Figur 5 som visar ozonkoncentrationen för den rena luften är detta det enda som skiljer de två simuleringarna åt. Som väntat genererar fallet med högre temperatur och solinstrålning mer ozon. Episoder av höga ozonhalter inträffar vanligen varma sommandagar med hög solinstrålning och låg blandning med omgivande luft. Vid jämförelse av de olika utsläppsscenarierna, Figur 4, har dock ett vinterscenario högst ozonkoncentration vilket påvisar dess starka beroende av de direkta emissionerna.

Att den uppmätta ozonkoncentrationen på rådhusets tak i Malmö är högre än i gaturummet är ett bevis på att ozonproduktionen inte beror på den totala halten av föroreningsämnen. Detta ses även i Figur 13 där ozonkoncentrationen är högre i en luftsammansättning som är mindre förorenad, här representerad med en lägre NO_x -koncentration. Att ozonkoncentrationen ökar med minskade initialkoncentrationer av NO_x tyder på att ozonproduktionen är begränsad av förhållandevis låga halter av organiska reaktiva föreningar, vilket ofta är fallet i urbana miljöer. Det är vanligt att ozonkoncentrationen är lägre precis vid utsläppskällan eftersom luften där är mättad av NO_x precis som mätningarna i Malmö visat.

Högst ozonkoncentration ger scenariot för etanoldrivna bilar vid temperaturen -7°C samtidigt som bensinbilar för samma temperatur har den lägsta koncentrationen. Vid jämförelse av dessa två scenarios utsläppsdata, Tabell 5, är koncentrationerna av de organiska föreningarna betydligt högre i E85-fallet, med undantag för Toulén som har förhållandevis liten procentuell minskning. Dessutom har E85-fallet en lägre NO_x -koncentration jämfört med E5 för samma temperatur. Detta tillsammans med resultatet i Figur 13 tyder på VOC-begränsade förhållanden som uppvisar ozonkoncentrationer som ökar med en ökad mängd organiska föreningar, eller minskad NO_x -halt, vilket också är väntat enligt ozonisplet-diagrammet, Figur 3.

För att ozon skall produceras krävs det att det finns tillgängligt OH för att initiera reaktionsförloppet. I ren luft bildas OH främst genom fotodissociation av ozon, Reaktion (4) och Reaktion (7), och är därför beroende av solinstrålningens intensitet. En annan stor källa till OH-produktion är fotolys av Formaldehyd (HCHO). Utsläppet av HCHO är ca 8 gånger större för E85 -7°C än för något av bensinbils scenarierna. Detta tillsammans med den höga ozonkoncentrationen är troligen anledningen till att OH-koncentrationen är hög i detta scenario trots en lägre solinstrålning.

Acetaldehyd är ett ämne som starkt triggar ozonproduktion. De direkta acetaldehydutsläppen är över 1000% större för en etanoldriven bil än för en bensindriven bil. Detta är en av anledningarna till en ökad ozonkoncentration för E85-scenarierna. I Figur 14 är det tydligt hur acetaldehyd- och etanolhalten påverkar ozonproduktionen. I det fall initialkoncentrationen av ämnena är satta till 0 är ozonkoncentrationen drygt hälften av ursprungsscenariet. Dock är halten fortfarande högre än i något annat scenario, detta till följd av den relativt låga NO_x -halten samt att de andra organiska föreningarna fortfarande är jämförelsevis höga. Även om restriktioner gällande acetaldehydhalten i bilavgas skulle införas är det svårt att på detta sätt reglera ämnets koncentration i luften, eftersom den största källan till acetaldehyd i atmosfären är nedbrytning av etanol. Oförbränd etanol förekommer i

bilavgaser men det är också ofrånkomligt med direkt bränsleläckage vilket inte är medtaget i denna undersökning.

Höga ozonkoncentrationer är vanligen ett sommarproblem. Minskad solinstrålning kvälls- och nattetid gör att fotokemin avstannar, detta resulterar bland annat i att NO_2 inte fotolyseras till NO och att ozonproduktionen därför avtar. Här tycks utsläppen vid E85 -7°C vara så gynnsamma för ozonproduktion att det skulle kunna väga upp för den lägre solinstrålningen och skulle kunna bli ett problem i högt belägna städer där det kan vara kallt trots relativt hög solinstrålning.

Ozonkoncentrationerna i modelleringen tros ha en högre sensitivitet för förändringar i utsläppskoncentrationerna än vad luften i det verkliga gaturummet har eftersom det i en stad finns fler källor till luftföroreningar än vägtrafiken. Dessutom är omröringen och den utspädning som sker med bakgrundsluften genom vindar förenklad i modellen. I denna studie har en trafikerad gatukorsning, Dalaplan, i Malmö använts som exempel gällande koordinater och antalet passerande bilar. Dygnsmedeltemperaturer på -7°C eller 22°C är ovanliga i staden men tillgänglig utsläppsdata för olika temperaturer är begränsad. Skillnaderna mellan ozonkoncentrationerna för de olika scenarierna är av dessa anledningar överdrivna men resultatet av modelleringen är ändå intressant för jämförelse av de olika fallen. Med Jacobsons studie i åtanke, där en ökning av ozonkoncentrationen med 1,4ppbv beräknades innebära 120 fler ozonrelaterade dödsfall i Los Angeles årligen, är även mindre förändringar intressanta.

För att simuleringarna bättre skulle likna verkligheten hade flera saker kunnat göras annorlunda. Att dela upp utsläppen för att representera morgon- och eftermiddagstrafiken istället för endast representera morgontrafiken hade troligen förändrat dygnsvariationerna av de olika koncentrationerna. Däremot hade inte VOC/ NO_x fördelningen sett annorlunda ut och därmed inte heller vilket scenario som gav högst respektive lägst ozonkoncentration. Validiteten i initialkoncentrationerna skulle kunna ifrågasättas eftersom de endast bygger på utsläppsdata från två olika bilar. För att säkerställa att de stora skillnaderna i utsläpp mellan vinter- och sommarscenarion är rimliga kunde jämförelse med andra studier om avgasernas temperaturberoende gjorts. Dock visar flera studier på samma skillnader i avgaser från bensinbilar jämfört med etanolbilar. Eftersom simuleringarna är gjorda för att i första hand jämföra de olika scenarierna med varandra och inte den verkliga ozonkoncentrationen i staden anses modelleringen ändå vara representativ för detta ändamål.

7. Sammanfattning och slutsatser

Marknära ozon är en förorening skadlig för både människor och vegetation. Det senaste århundradet har ozonkoncentrationen ökat markant till följd av en ökad energikonsumtion, dels inom transportsektorn. Bilavgaser innehåller bland annat kväveoxid och flyktiga organiska föreningar, ämnen som tillsammans efter emission sedan kan bilda ozon i atmosfären. Att ozon är en sekundär förorening gör det svårt att reglera dess förekomst.

Valet av drivmedel påverkar halterna av de olika avgaskomponenterna. För att leva upp till målen om minskade utsläpp av växthusgaser och om att bli oberoende av fossila bränslen ökar användandet av biodrivmedel. År 2012 var 2,7% av den totala mängden bränsle som tankades i Sveriges personbilar etanol (E85). Avgaser från bilar körda på E85 har ett större innehåll av organiska ämnen än vad avgaser från bensinbilar har. Detta påverkar luftsammansättningen på olika sätt.

Genom litteraturstudie och modellering undersöktes i detta arbete hur ozonkoncentrationen skulle kunna påverkas vid ett ökat användande av E85 som drivmedel för förhållanden som i Malmö. Utan andra utsläppskällor skulle detta ge en högre ozonkoncentration i staden. Särskilt gynnsamt för ozonproduktion var sammansättningen i E85-avgaserna vid vinterförhållanden, detta trots minskad solinstrålning som annars är en avgörande faktor för ozonproduktion.

I Malmö klassas ozon som ett av de största luftföroreningsproblemen och halterna överskrider uppsatta mål. Vid en ytterligare ökning i ozonkoncentration, till följd av ökad konsumtion av E85 inom transportsektor, hade vägtrafikens hälsopåverkan blivit större.

Referenser

- Derwent, R., Jenkin, M., Passant, N., & Pilling, M. (2007). Photochemical ozone creation potentials (POCPs) from different emission sources of organic compounds under European conditions estimated with Master Chemical Mechanism. *Atmospheric Environment*, Vol. 41, ss. 2570-2579.
- Energimyndigheten. (2013). *Transportsektorns energianvändning 2012*. Eskilstuna: Energimyndigheten.
- Fenger, J., & Tjell, J. (2009). *Air Pollution - from local to a global perspective* (1:a uppl.). Denmark: Polyteknisk Forlag.
- Jacobson, M. Z. (2007). Effects on Ethanol (E85) versus Gasoline Vehicles on Cancer and Mortality in the United States. *Environmental Science & technology*, Vol. 41 (No. 11).
- Jenkin, M. E., Saunders, S. M., & Pilling, J. M. (1997). The tropospheric degradation of volatile organic compounds: A protocol for mechanism development. *Atmospheric environment*, 31, ss. 81-104.
- Johansson, H. (2013). *Minskade utsläpp av växthusgaser från vägtrafiken*. Trafikverket.
- Länsstyrelsen Skåne. (u.d.). *Uppföljning av Frisk luft*. Hämtat från lansstyrelsen.se/skane/Sv/miljo-och-klimat/miljomal/miljomalsuppfoljning/frisk-luft/Pages/index.aspx den 20 12 2013
- Miljöförvaltningen Malmö stad. (2011). *Luftkvaliteten i Malmö 2010*.
- Miljöförvaltningen Malmö stad. (2013). *Luftkvaliteten i Malmö 2012*. Malmö: Malmö stad.
- Mohanakumar, K. (2008). *Stratosphere Troposphere Interactions*. Springer.
- Monks, P. S. (2005). *Gas-phase radical chemistry in the troposphere*. The royal society of chemistry.
- Naturvårdsverket. (den 28 2 2013). www.naturvardsverket.se. Hämtat från Miljökvalitetsnormer för ozon i utomhusluft: www.naturvardsverket.se/stod-i-miljoarbetet/vagledning-amnesvis/miljokvalitetsnormer/miljokvalitetsnormer-for-utomhusluft/miljokvalitetsnormer-for-ozon-i-utomhusluft/ den 11 10 2013
- Seinfeld, J. H., & Pandis, S. N. (2006). *Atmospheric chemistry and physics : from air pollution to climate change* (2nd uppl.). New Jersey: John Wiley and sons, inc.
- Trafikverket . (2012). *Handbok för vägtrafikens luftföroreningar*. Trafikverket.
- Trafikverket. (den 13 09 2013). *Bilindex 2012*. Hämtat från Trafikverket: trafikverket.se/Privat/Miljo-och-halsa/Dina-val-gor-skillnad/Att-valja-bil/Bilindex-over-bilars-klimatpaverkan/ den 12 12 1013
- Uherek, E., Halenka, T., Borken-Kleefeld, J., Balkanski, Y., Bertsen, T., Borrego, C., o.a. (2010). Transport impacts on atmosphere and climate: Land transport. *Atmospheric Environment* (44), ss. 4772-4816.
- Westerholm, R., Ahlvik, P., & Karlsson, H. (2008). *An exhaust characterisation study based on regulated and unregulated tailpipe and evaporative emissions from bi-fuel and flexi-fuel*

light-duty passenger cars fuelled by petrol (E5), bioethanol (E70, E85) and biogas tested at ambient temperatures of +22°C and -7°C.

(1) Boronska, K., Jimak, P., Pilling, M., Rickard, A., Moreno, M. V., Waller, D., o.a. (u.d.). *AtChem on-line project*. Hämtat från atchem.leeds.ac.uk/webapp/

(2) Rickard, A., Young, J., & Pascoe, S. (u.d.). *The Master Chemical Mechanism*. Hämtat från [mcm.leeds.ac/MCM/](http://mcm.leeds.ac.uk/MCM/)

Appendix A

Tabell A1: Uppmätta ozonhalter 2012 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (Miljöförvaltningen Malmö stad, 2013).

Ozon	Miljömål	MKN	Rådhuset	Dalaplan	Bergsgatan
Årsmedelvärde			56	48	44
Max timmedelvärde	80		156	136	138
Max glidande 8-timmarsmedelvärde	70	120	123	109	91

Tabell A2: Procentuell skillnad i avgaser för etanol som drivmedel jämfört med bensin (Jacobson, 2007).

Ämne	Förändring
NO₂	-30
CO	+5
VOC	
Acetaldehyd	+2000
Formaldehyd	+60
1,3 Butadien	-10
Metan	+43
Bensen	-79
Propen	-65
Toulen	-80
Eten	-17
Totalt VOC	+22

Tabell A3: Initialkoncentrationer (molekyler/cm³).

Ämne	E5 -7°	E5 22°	E85 -7°	E85 22°	Bakgrund
Kväveoxid	8,2043E+12	6,7433E+11	1,4611E+12	4,4955E+11	1,0993E+8
NO	(8,2044E+12)	(6,7444E+11)	(1,4612E+12)	(4,4966E+11)	
Formaldehyd	1,6336E+10	1,3273E+10	1,2558E+11	3,7777E+10	3,7909E+9
HCHO	(2,0127E+10)	(1,7064E+10)	(1,2937E+11)	(4,1568E+10)	
Acetaldehyd	1,0106E+11	1,9139E+10	1,6552E+12	2,1359E+11	0
CH₃CHO					
Etanol	3,5136E+11	5,1240E+10	1,9501E+13	1,0687E+12	0
C₂H₅OH					
1,3 Butadien	9,9751E+9	5,6110E+9	2,0574E+10	1,2469E+9	0
C₄H₆					
Bensen	1,1225E+11	1,7270E+10	1,2952E+11	4,3174E+9	0
C₆H₆					
Kolmonoxid	7,6331E+13	1,7698E+13	1,2666E+14	1,5050E+13	1,0529E+12
CO	(7,7384E+13)	(1,8751E+13)	(1,2771E+14)	(1,6103E+13)	
Metan	8,4085E+11	4,2042E+11	4,6247E+12	6,3064E+11	4,3056E+13
CH₄	(4,3897E+13)	(4,3476E+13)	(4,7681E+13)	(4,3687E+13)	
Propen	2,0837E+11	5,6098E+10	2,4042E+11	1,6028E+10	0
C₃H₆					
Toulen	4,0992E+11	4,7580E+10	3,9528E+11	1,4640E+10	0
C₇H₈					
Eten	4,0877E+11	9,6180E+10	1,1301E+12	1,5629E+11	0
C₂H₄					

Bakgrund ozon 5,3567568E+11 molekyler/cm³