



Miljø- og
Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Risikovurdering af sundhedsskadelige stoffer i bilers indeklima – et forprojekt

Kortlægning af kemiske
stoffer i forbrugerpro-
dukter nr. 154

Januar 2017

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Poul Bo Larsen, DHI

Helene Bendstrup Klinke, Teknologisk Institut

Thomas Witterseh, Teknologisk Institut

Helle Buchardt Boyd, DHI

ISBN: 978-87-93529-61-8

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord	5
Sammenfatning og konklusion	6
1. Indledning	10
1.1 Baggrund	10
1.2 Formål	10
1.3 Gennemførelse	10
1.4 Anvendte forkortelser	11
2. Kortlægning af afgangning til bilers indeklima	12
2.1 Metode for søgning af litteratur	12
2.1.1 Vurdering af litteraturen	13
2.2 Måling af flygtige stoffer i biler	14
2.2.1 Metoder og standardiserede betingelser for måling af VOC	14
2.2.2 Opsamling og analyse af organiske forbindelser i luft	15
2.3 Undersøgelser af luftkvalitet i biler	16
2.3.1 Temperatur, luftskifte og andre fysiske forhold	16
2.3.2 Analyser og resultater	17
2.4 Afgangning af VOC	20
2.4.1 Resultater ved parkering og forhøjet temperatur (parking mode)	20
2.4.2 Resultater ved parkering (ambient mode)	21
2.4.3 VOC og materialer	23
2.5 Afgangning af andre stoffer	25
2.5.1 Aldehyder	25
2.5.2 SVOC	25
2.6 Vejledende grænseværdier for VOC i biler	26
3. Udpegning af sundhedsskadelige stoffer og eksponeringsscenarier	28
3.1 Farevurdering	28
3.1.1 Sundhedsmæssig screening af afgangningsrelevante stoffer	28
3.1.2 Toksikologisk testning af kabineluft fra biler	32
3.2 Opstilling af eksponeringsscenarier	33
4. Eksponeringsvurdering og risikovurdering	36
4.1 Eksponeringsvurdering	36
4.2 Risikovurdering	36
4.2.1 Risikovurdering af scenarie 1 (kortvarigt ophold i varm bil)	37
4.2.2 Risikovurdering af scenarie 2 (daglig pendlerkørsel)	40
4.2.3 Diskussion af risikovurderingerne	44
4.2.3.1 Usikkerheder, begrænsninger og manglende viden	44
4.2.3.2 Konklusion af risikovurderingen	44
5. Perspektivering	46
5.1 Begrænsninger i den indhentede viden om afgangning til bilers indeklima	46
5.2 Særligt betænkelige stoffer i bilers indeklima	47

5.3	Usikkerheder og konklusioner	47
5.4	Behov for yderligere undersøgelser	48
	Referencer	49
	Bilag 1	54

Forord

Dette projekt er en del af kemikalieindsatsen, hvor der fokuseres på forbrugernes udsættelse for farlige kemiske stoffer. I projektet ønskes en vurdering af de flygtige kemiske stoffer, der frigives fra bilinteriøret til bilers indeklime. Der indgår ikke konkrete målinger i projektet, da udførelsen af projektet alene skal baseres på litteraturdata. På den baggrund skal projektet ses som et forprojekt for eventuel videre fokusering og arbejde på området.

Projektet er udført fra marts 2016 til juli 2016 og er udført i et samarbejde mellem DHI og Teknologisk Institut.

Projektet har været fulgt af en styregruppe med følgende medlemmer:

Louise Fredsbo Karlsson, Miljøstyrelsen (projektansvarlig)

Jette Rud Larsen Heltved, Miljøstyrelsen

Helene Bendstrup Klinke, Teknologisk Institut

Thomas Witterseh, Teknologisk Institut

Dorthe Nørgaard Andersen, DHI

Poul Bo Larsen, DHI (projektleder)

Sammenfatning og konklusion

Formålet med projektet er at få et overblik over, om niveauerne af VOC i nye/nyere biler kan udgøre en sundhedsmæssig risiko. I projektet fokuseres alene på afgangningen fra interiøret, idet indeklimaniveauer i kabinen, der skyldes udefrakommende forureninger, fx i form af ventilationsluft indeholdende udstødningsrester af brændstof og stoffer fra bilens brændstofsysteem, ikke er omfattet af projektet.

Bilkabinen er sammensat af mange syntetiske materialer, der afgasser forskellige kemiske forbindelser, og bidraget fra det enkelte materiale til koncentrationen i bilens indeklime afhænger af dets areal i kabinen, og om det har overflade direkte til kabinen, eller om det er dækket af andre materialer.

Kortlægning af tidligere undersøgelser af VOC i biler

Litteratursøgningen er målrettet peer-reviewed undersøgelser, der beskriver målinger og resultater af flygtige organiske stoffer (VOC) i nye bilers indeklime. Der er udført en bred søgning på internettet, og projektgruppens internationale netværk er ligeledes blevet kontaktet for at få fat på ikke offentligt tilgængelige informationer.

De undersøgelser, der udvælges til at indgå i kortlægningen, har velbeskrevne målemetoder, som vurderes at være pålidelige, og hvor data er rapporteret som talværdier. Der er fokuseret på resultater af nyere undersøgelser set i lyset af den løbende udvikling og brug af materialer i bilkabiner.

Kortlægningen resulterede i data fra undersøgelser fra flere bilproducerende lande: Polen, Tyskland, Italien, Kina, Japan, Taiwan og USA. De fleste undersøgelser omfatter mellemklasse personbiler for VOC indhold i kabinen, og bilmærke eller produktionsland er ofte ikke angivet.

De fleste undersøgelser er foretaget i biler med lukkede døre og vinduer ved omgivelsestemperatur ved parkering i skyggen, eller ved forhøjede temperaturer ved parkering i solen.

Ved forhøjede temperaturer på 35 °C viser en enkelt kinesisk undersøgelse, at der måles 2-3 gange højere koncentrationer af VOC og aldehyder i bilernes kabineluft end ved 24 °C.

Derudover er der fundet fire undersøgelser, der har målt afgangningen ved 60 – 65 °C svarende til en ophedet bil parkeret i solen.

Måleresultaterne m.h.t. afgangningskomponenterne er angivet i tabel 2 - 6 i kapitel 2. Da det er en sammenfatning af måledata, er kun de kvantitativt mest betydelige afgangningskomponenter inden for stofgrupperne medtaget i tabellerne.

Heraf fremgår, at det er kulbrinter (alifatiske, alicykliske og aromatiske) med 6-12 kulstofatomer, der afgasser i størst omfang. Derudover er der relativt stor afgangning af aldehyder, ketoner, alkoholer (bl.a. phenol) samt stoffer som methylpyrrolidon og caprolactam.

Det kan dog være vanskeligt at foretage sammenligning af afgangningsniveauerne fundet i de enkelte undersøgelser, idet bilerne dels er forskellige, og dels er der ofte anvendt forskellige betingelser for målingerne. Det vurderes dog, at målingerne giver et godt fingerpeg om, hvilke VOC der typisk er relevante i en afgangningssammenhæng.

Inventaret spiller naturligvis en stor rolle, og særligt høje afgangsniveauer blev fx målt i biler i luksusklassen med læderindtræk.

Det skal nævnes, at der ikke foreligger vejledende eller officielle grænseværdier i EU for afgangning i nye biler, mens der er fundet vejledende værdier fra bilindustrien i henholdsvis Kina og Japan.

Udpegning af sundhedsskadelige stoffer

I forbindelse med en sundhedsmæssig screening for at udpege de mest betænkelige af afgangningsstofferne vurderes stofferne dels ud fra deres sundhedsmæssige klassificering (EU-harmoniserede klassificeringer for stofferne) og dels ud fra relevante tolerable eksponeringsniveauer, der er fastsat i indeklimasammenhæng. Sidstnævnte indhentes dels fra EU's arbejdsgruppe m.h.t. fastsættelse af tolerable afgangningskoncentrationer til indeklimaet (såkaldte LCI-værdier, Lowest Concentration of Interest) og dels fra Miljøstyrelsens seneste rapporter vedrørende vurderinger af afgangning af stoffer fra tæpper, byggematerialer, interiør og legetøj i børneværelser.

Ved at kombinere viden om målte afgangningsniveauer, stoffernes klassificering (hvilke sundhedsskadelige effekter stofferne medfører) samt tolerable eksponeringsniveauer for stofferne kan de mest kritiske afgangningskomponenter derpå udpeges.

Ved opstilling af stofferne fundet i litteraturen ses, at en stor andel af de stoffer og stofgrupper, der afgasser, er øjen- og luftvejsirriterende stoffer. Dette gælder fx en lang række aldehyder, ketoner, phenol, methylpyrrolidon og caprolactam. En anden stofgruppe, der afgasser i betydelige mængder, er de alifatiske og aromatiske kulbrinter, hvor det især er stoffernes kronisk neurotoksiske effekter, der er i fokus og af betydning for de tolerable eksponeringsniveauer.

Enkelte af stofferne er desuden klassificeret som kræftfremkaldende; det gælder benzen, naphthalen, formaldehyd og acetaldehyd.

Dette koblet med viden om stoffernes tolerable eksponeringsniveauer og baggrunden for disse medfører, at følgende afgangningskomponenter umiddelbart må anses som de mest kritiske i en sundhedsmæssig sammenhæng:

- Benzen (kræftfremkaldende)
- Naphthalen (kræftfremkaldende, øjen- luftvejsirritation)
- Formaldehyd (kræftfremkaldende, øjen- luftvejsirritation)
- Acrolein (øjen- luftvejsirritation, vævsskader ved langtidseksponering)
- Crotonaldehyd (øjen- luftvejsirritation)
- Phenol (øjen- luftvejsirritation)

Eksponeringsscenarier:

For at vurdere om afgangningen kan medføre overskridelse af de tolerable eksponeringsniveauer, blev der derpå opstillet to brugsscenarier repræsenterende realistisk worst-case eksponering for stofferne:

Scenarie 1 (kortvarigt ophold i varm bil):

Indstigning i en varm bil, der har stået i solen, og efterfølgende kortvarig (maksimalt 2 minutter) eksponering for de spidskoncentrationer, der er i kabinen, inden den når at blive udluftet: Som vurderingsgrundlag for dette scenarie anvendes de afgangningsværdier, der er målt ved 60 – 65 °C, fundet i litteraturen.

Scenarie 2 (daglig pendlerkørsel):

Transport i bilen 2 x 1 time dagligt ved temperatur omkring 20 °C, hvor vinduer og ventilationsanlæg holdes lukket, og hvor der er et luftskifte i kabinen på gennemsnitligt 2 gange pr. time som følge af undertryk i bilen under kørslen. Som vurderingsgrundlag for dette scenarie anvendes afgasningsværdier, der er målt ved ca. 20 – 30 °C, fundet i litteraturen. Disse værdier anvendes på trods af, at der ved 30 °C må forventes højere afgasning, og at værdierne dermed er overestimerede.

Til hvert af de to eksponeringsscenarier findes de bedst egnede data i litteraturen til estimering/beregning af eksponeringsniveauet af de enkelte stoffer. Ved scenarie 2 anses den koncentration, der er opbygget i bilen inden indstigning, for at være af størst betydning for den samlede eksponering over de 2 x 1 time, idet der kun når at afgasse forholdsvis små mængder i den time, kørslen varer. Overslagsberegninger viser således, at den gennemsnitlige eksponering over en time svarer til ca. 50 % af niveauet ved indstigning i bilen.

Risikovurdering

For begge eksponeringsscenarier sammenlignes de estimerede/ beregnede eksponeringsniveauer med de tolerable eksponeringsniveauer. Ved risikovurderingen er det antaget, at alle relevante stoffer, som er identificeret i en eller flere undersøgelser i litteraturen, findes samtidigt i afgasningen.

I scenarie 1 er det især stoffer, der kan medføre akutte effekter, fx luftvejs- og øjenirritation, der er kritiske, idet disse effekter ofte er mere afhængige af den aktuelle koncentration i luften end af den samlede eksponering over tid. For scenarie 1 blev således fundet overskridelse af de tolerable eksponeringsniveauer for aldehyder (acrolein og crotonaldehyd) samt phenol. Der kan således være risiko for kortvarige gener som følge af øjen- og luftvejsirritation i dette scenarie.

For scenarie 2, der repræsenterer daglig kørsel i bilen 2 x 1 time med lukket ventilationsanlæg og lukkede vinduer, vurderes afdampning af aldehyder ligeledes at være af betydning, idet det tolerable eksponeringsniveau m.h.t. langtidseksponering for acrolein kan blive overskredet, hvilket indikerer risiko for skadelige effekter på luftvejene.

For dette scenarie indgår phenol ikke i vurderingen, idet der ikke haves data for afgasning af dette stof ved lavere temperaturer.

Disse vurderinger skal ses i forhold til de forudsætninger, der er opstillet, og de usikkerheder der ligger ved estimeringen af eksponeringen.

I scenarie 1 er vurderingen for eksponering af 2 minutters varighed sammenholdt med tolerable eksponeringsniveauer, der gælder for vedvarende eksponering over 24 timer. Det er således usikkert, om der ved 2 minutters overskridelse reelt set vil optræde irritationseffekter, selvom de tolerable eksponeringsniveauer overskrides kortvarigt.

For scenarie 2 gælder, at dette scenarie må anses for at være et worst-case scenarie m.h.t. luftskiftet i en bil under kørsel. Typisk vil eksponeringsniveauerne under almindelig kørsel blive nedbragt betydeligt, da et vist luftskifte ofte vil være påkrævet for fx at undgå kondens (dug) på ruderne og for at opnå frisk indåndingsluft i kabinen.

Perspektivering

Fokus for dette projekt har været på VOC, hvorfor der ikke er foretaget systematisk søgning efter data for semi-flygtige (SVOC eller andre indholdskomponenter i kabinematerialet, der evt. kan påvirke indeklimaet i bilen, fx visse flammehæmmere, nitrosaminer eller biocider (chlorpyrifos, diazinon, fenobucarb) samt andre typer af SVOC, som er vanskelige stoffer at analysere ved hjælp af de anvendte metoder.

Indhold af SVOC i støv i bilens indeklime er heller ikke nærmere beskrevet.

Der er i litteraturen identificeret en del undersøgelser af VOC i biler fra Japan, Kina og Polen, men ikke fra store bilproducerende lande som Frankrig, Tyskland og USA. De mest omfattende og fuldstændige oplysninger om VOC analyserne er fundet i de nylige undersøgelser fra Polen. Kun enkelte undersøgelser fra Japan og Kina omfatter formaldehyd, og en enkelt undersøgelse fra Kina omfatter acrolein.

Der er således en del begrænsninger i den indhentede viden om afgangning fra bilinteriør i nærværende projekt – både hvad angår typen og antallet af individuelle stoffer, og hvad angår bilmærker, som er relevante for det danske marked. I nærværende undersøgelse har vi udført en grundig litteratursøgning samt indhentet viden fra projektgruppens internationale kontakter, og derfor vurderes begrænsningerne i den indhentede viden bl.a. at skyldes, at der i et større omfang er tale om fortrolige oplysninger og dermed manglende offentlig tilgængelighed til resultater fra test af bilers interiør i al almindelighed.

Der savnes således mere systematisk viden om afgangningen af VOC og SVOC fra nye bilers interiør, herunder bilmærker der er typiske for det danske marked. Evt. yderligere undersøgelser bør således omfatte måling af aldehyder, VOC, SVOC samt udvalgte stoffer af særlig problematisk karakter, inklusive partikel- og støvmålinger, herunder formaldehyd, acrolein, croton-aldehyd og phenol.

Der vurderes at være forholdsvis store usikkerheder forbundet med at opstille eksponerings-scenarier for afgangningskomponenterne i bilernes indeklime, da der ikke er fundet undersøgelser, som helt specifikt undersøger førerens/passagerens eksponering for afgangningskomponenter fra en ny bil i konkrete brugerscenarier.

En mere præcis viden vedrørende førerens eksponering for forskellige brugsscenarier kunne opnås ved at anvende personbårent måleudstyr. Sådanne data ville udgøre det bedste grundlag for en egentlig risikovurdering.

1. Indledning

1.1 Baggrund

Bilers indeklime kan være en vigtig kilde til eksponering af mennesker. I et studie fra Californien antages det, at befolkningen dagligt tilbringer 6-8 % af deres tid under transport i deres bil (Klepies et al., 2001). Litteraturen viser, at der frigives en lang række flygtige organiske stoffer/ volatile organic compounds (VOC) fra interiøret, særligt i nye biler (Yoshida og Matsunaga, 2006a; Yoshida et al., 2006c; Faber et al. 2014; Brodzik et al., 2014). Afgasningen antages især at stamme fra de dele af bilens interiør, der består af kunststof-paneler, gummi, syntetiske tekstiler, tæpper samt fra anvendt lim og fuger.

Der foreligger relativt begrænset viden om den sundhedsmæssige betydning af afgasning fra disse materialer, men undersøgelser har vist, at koncentrationen af forskellige organiske kemikalier kan være op til 3 gange højere sammenlignet med andre indendørsmiljøer.

1.2 Formål

Formålet med projektet er at få et overblik over, om niveauerne af VOC i nye/ nyere biler kan udgøre en sundhedsmæssig risiko. I projektet fokuseres alene på afgasningen fra interiøret, idet indeklimaniveauer i kabinen, der skyldes udefrakommende forureninger, fx i form af ventilationsluft indeholdende udstødningsrester af brændstof og stoffer fra bilens brændstofsysteem, ikke er omfattet af projektet.

1.3 Gennemførelse

Projektets gennemførelse er baseret på litteratursøgning og de herved opnåede data på området, og anses på den baggrund for at være et for-projekt.

Projektet og dets elementer er beskrevet i de efterfølgende kapitler med følgende indhold:

2 Kortlægning af afgasning til bilers indeklime

- Viden om materialer i nye biler og eksisterende målinger af VOC i nye biler. Evaluering af analyseresultaternes anvendelighed.

3 Udpegning af sundhedsskadelige stoffer og eksponeringsscenerier

- Udvalgelse af en række VOC ud fra deres sundhedsfarlige effekter (herunder klassificering) og viden om stoffernes kritiske/ tolerable eksponeringsniveauer.
- Beskrivelse/ opstilling af eksponeringsscenerier for bilister/ passagerer.

4 Eksponeringsberegning, risikovurdering:

- Beregning af eksponeringsniveauer for de opstillede eksponeringsscenerier.
- Risikovurdering af eksponeringsscenerierne for de udvalgte VOC.

5 Perspektivering

- Konklusioner og usikkerheder
- Behov for yderligere data

1.4 Anvendte forkortelser

Nedenstående forkortelser er for de flestes vedkommende anvendt flere gange i denne rapport og angives her for overskuelighedens skyld.

AC	Air condition
BTEX	Benzen, toluen, ethylbenzen, xylener
BTX	Benzen, toluen, xylener
FID	Flammeionisationsdetektor
GC	Gaskromatografi
LCI	Lowest Concentration of Interest
MS	Massepektrometri
RCR	Risc Characterisation Ratio
SVOC	Semi Volatile Organic Compounds. Tungtflygtige organiske forbindelser
SUV	Sport utility vehicle
TD	Termisk desorption
TVOC	Total Volatile Organic Compounds. Sum af flygtige organiske forbindelser.
Xylener	Sum af <i>ortho</i> -, <i>meta</i> - og <i>para</i> - xylener (<i>o</i> -xylen + <i>m</i> -xylen + <i>p</i> -xylen)
VOC	Volatile Organic Compounds. Flygtige organiske forbindelser.
VVOC	Very Volatile Organic Compounds. Letflygtige organiske forbindelser.

2. Kortlægning af afgangning til bilers indeklime

2.1 Metode for søgning af litteratur

For at kortlægge den eksisterende viden om afgangning fra materialer i bilcabiner er der dels foretaget en litteratursøgning i en række vidensdatabaser, og dels foretaget indhentning af informationer fra projektgruppens internationale netværk.

Bilcabinen er sammensat af mange syntetiske materialer, der afgasser forskellige kemiske forbindelser, og bidraget fra det enkelte materiale til koncentrationen i bilens indeklime afhænger af dets areal i kabinen, og om det har overflade direkte til kabinen, eller om det er dækket af andre materialer. Bilproducenter benytter ofte deres egne procedurer for test af afgangning fra materialerne i bilcabinen. Disse kan inddeles i tre hovedtyper: Små materialeprøver, komplette dele og den færdige bils kabine (Brodzik et al., 2014). Litteratursøgningen i dette projekt er målrettet undersøgelser, der beskriver målinger af flygtige organiske forbindelser (VOC) i færdige bilers kabiner, da denne type data er direkte anvendelig til eksponeringsscenarioer.

Litteratursøgningen er foretaget i en række vidensdatabaser, hvor der er søgt efter danske og udenlandske videnskabelige undersøgelser. Søgningen har primært været rettet mod peer-reviewed artikler, men har også omfattet bøger, rapporter og fag- og populærlitteratur.

Søgningen har omfattet vidensdatabaserne Elsevier – Science, Google scholar, Science.gov, SciVerse Scopus, Springer Link og WorldWideScience.org, der omfatter verdens førende forskningsdatabaser med de mest omfattende samlinger af videnskabelige, tekniske og medicinske tidsskrifter, bøger, artikler og opslagsværker.

I litteratursøgningen er der anvendt følgende søgeord: VOC, volatile organic compound, air, indoor, interior, air quality, in-vehicle, car, auto, automobile. I de tilfælde, hvor søgningen har ført til mange 'hits', er søgningen indsnævret ved at kombinere flere søgeord.

Springer Link, antal "hits" ved søgning:

Car interior air quality: 11828

Car interior air quality VOC: 254

De resulterende søgeresultater (titler) er derefter gennemgået manuelt med henblik på at ud-sortere relevant litteratur til efterfølgende gennemlæsning.

Referencelisten i de identificerede relevante artikler samt søgning på forfattere er anvendt til at søge yderligere relevant faglitteratur.

Google-søgning på danske ord (indeklime, biler, stoffer) gav 37600 resultater. Litteratursøgningen på dansk resulterede i artikler om afgangning af kemiske stoffer i nye bilers indeklime. Politiken (2009) referer det tidligere Informationscenter for Miljø & Sundhed (IMS), hvor der påpeges en sammenhæng mellem materialerne i bilcabinen og hvilke mulige skadelige stoffer, der kan findes, herunder ftalater, bromerede flammehæmmere, nikkel, krom, duftfrsker og organiske opløsningsmidler. På hjemmesiden "bil.guide.dk" er der i 2009-2010 udgivet 4 artikler, som omtaler afgangning fra materialer i bilers kabiner til indeklime, og at lugten af ny bil kan skyldes sundhedsskadelige flygtige stoffer. Der findes dog ikke konkrete måledata til brug i denne undersøgelse.

De prøvningsmetoder, der ligger til grund for internationale standarder, fx ISO 12219-1, er udviklet i Tyskland i forbindelse med projekter udført af bl.a. TÜV og tyske bilproducenter (Wensing, 2016). Det var derfor forventeligt, at litteratursøgningen ville afdække artikler, der beskriver resultaterne af disse projekter. Der blev dog ikke identificeret nogen tyske undersøgelser i litteratursøgningen, så derfor udførtes en søgning på Google for at finde ud af, om der ligger noget information ud over faglitteraturen. Der søgtes også på hjemmesiderne for Öko-Test (oekotest.de), Verband der Automobilindustrie (vda.de) og Allgemeiner Deutscher Automobil-Club (adac.de) ADAC. Tyske søgeord anvendtes i kombination for yderligere søgning på Google og er angivet med antal hits i parentes:

Autos Innenraumluft VOC (5450)
VOC Neuwagen (54500)
VOC Innenraum Neuwagen (5760)
Ergebnisse VOC Innenraum neue Autos (218000)

Der blev fundet en del hjemmesider, som diskuterer en høj afgasning af VOC i nye biler. Der blev ikke fundet yderligere tyske undersøgelser, ud over henvisninger til en undersøgelse af 6 nye bilers, af forskellige mærker, afgasning af VOC, formaldehyd og ftalater foretaget af det Østrigske UBA (GLOBAL 2000, 2005).

På grund af manglende offentligt tilgængelige undersøgelser fra de store bilproducerende lande som Tyskland og Frankrig blev relevante personer i projektgruppens faglige netværk kontaktet med henblik på at fremskaffe informationer. Gennem korrespondance med kontaktpersoner i Tyskland (Wensing, 2016), Frankrig (Mandin, 2016) og Polen (Faber, 2016) blev det bekræftet, at mange undersøgelser af VOC-afgasninger fra nye biler foretaget af bilindustrien behandles som industrihemmeligheder og derfor ikke er offentligt tilgængelige.

Endvidere blev VDA i Tyskland og Japanese Car Association i Japan kontaktet med henblik på oplysninger om undersøgelser, som projektgruppen ikke var blevet bekendt med under litteratursøgningen.

2.1.1 Vurdering af litteraturen

Statistik på salg af nye personbiler i Danmark publiceres løbende af de danske bilimportører (2016), hvor det fremgår at biler fra hele verden er repræsenteret. Derfor blev litteraturen gennemgået for at se, om de fleste bilproducerende lande og bilmærker var repræsenteret. En liste over bilproducerende lande i verden findes på International Organization of Motor Vehicle Manufacturers (OICA) hjemmeside (OICA 2015). De største bilproducerende lande i EU er Tyskland, Polen, Frankrig, Spanien, Tjekkiet, Slovakiet og Italien. I EU produceres der samlet set flere personbiler end i USA, Japan og Sydkorea. Kina er det største bilproducerende land i verden. Der er i skrivende stund ingen kinesiske bilmærker repræsenteret på markedet i Danmark, men der er forventning om, at et eller flere mærker bliver introduceret på det danske marked inden for en nær fremtid (Bil.guide.dk, 2015). Flere bilproducenter i og uden for EU har fabrikker i Polen, som ud fra den betragtning er den 2. største bilproducent i EU (Faber et al., 2013).

Den fundne litteratur blev vurderet i forhold til, hvor godt bilerne er beskrevet med hensyn til model, årgang, alder ved undersøgelsen, brændstof, interiør, og om der er lavet supplerende undersøgelser og evalueringer af materialerne anvendt i kabinen.

Testbetingelserne blev vurderet i forhold til om bilen var i passiv tilstand dvs. parkeret med motor og ventilation slukket, eller om bilens ventilationsanlæg eller aircondition (AC) var aktivt, i recirkuleringsmode eller om motoren var tændt. Temperatur, relativ luftfugtighed, placering af prøveudtag, tætheden af døre og vinduer, øvrigt løst materiale i bilen, der ikke er fastmonteret, interiør under og forud for prøvetagningen indgik ligeledes i vurderingen. Målemetoderne blev

vurderet i forhold til opsamlingsmediet til luftprøver og kvaliteten af analysemetoderne. Opsamling af luftprøver ved aktiv sampling foretrækkes, idet der her måles i en veldefineret tidsperiode og opsamles et veldefineret luftvolumen, og data bedre kan anvendes til evaluering af eksponering.

Med henblik på anvendelse af måledata til senere eksponeringsscenarier foretrækkes placeringen af prøvetagningsstedet i bilen nær åndedrætszonen for føreren af bilen eller midt i bilen.

2.2 Måling af flygtige stoffer i biler

Resultaterne af VOC målingerne i bilers indeklime afhænger af mange faktorer, som er fysisk-kemiske: Bilens alder, bilens materialer, tæthed mellem kabine og motorrum/brændstoftank (hvis der er utætheder, kan der komme dampe fra motorrummet ind i kabinen, også ved slukket motor), ventilationsanlæg, temperatur, fugt og omgivelserne bilen står i (skygge, sol) eller klimatiseret. Derfor har der især gennem de sidste 20 år været en fortløbende metodeudvikling til måling af VOC i biler på forskningsinstitutioner og i industrien.

En oversigt over standard testmetoder til bestemmelse af VOC, SVOC (Semi Volatile Organic Compounds – tungflygtige organiske forbindelser), aldehyder, ftalater, aminer, nitrosaminer og organofostatestre i bilers interiør er skrevet af Michael Wensing (2009), og der skelnes mellem måling af hele bilens interiør i kabinen og af materialeprøver.

VDA (Verband der Automobilindustrie) har gennem flere år haft internationalt anerkendte metoder til bestemmelse af afgangninger af lugt (VDA-270) og flygtige stoffer, inkl. VOC (VDA-278) fra materialer og komponenter, der indgår i biler. Kina har en frivillig national standard (GB/T 27630-2011) til test af afgangningen af udvalgte VOC og aldehyder fra materialer beregnet til biler. Flere bilproducenter har tilsvarende udviklet egne metoder og testprocedurer og godkendelseskriterier for emission af VOC og lugt, der ikke er offentligt tilgængelige. Eksempler på anvendelse af disse procedurer er, at Volvos materialer er Oeko-Tex-100 certificeret, dvs. der er målt for afgangning af VOC og lugt (Bilguide, 2010), og at Ford har allergitestet flere modeller, dvs. der er målt for indhold af allergener, hvoraf nogle kan være VOC (Bilguide, 2009).

2.2.1 Metoder og standardiserede betingelser for måling af VOC

Den internationalt harmoniserede standard ISO 12219-1 (2013) beskriver fremgangsmåden til måling af VOC og carbonyler (inkl. VVOC (Very Volatile Organic Compounds – letflygtige organiske forbindelser) aldehyder som formaldehyd) i personbilers kabiner, herunder hvilke fysiske parametre bilen skal overholde. I henhold til ISO standarden skal en ny bil testes senest 28 døgn efter produktion, dvs. når den forlader samlebåndet. Før test skal bilen opbevares og transporteres, så høje temperaturer undgås. En detaljeret beskrivelse af materialerne, der er anvendt i kabinen (engelsk: 'trim'), skal indgå i testrapporten.

Japan Automobile Manufacturers Association (JAMA) har en lignende testmetode, som har været anvendt siden 2007, der nu er blevet erstattet af ISO 12219-1 for personbiler. Lastbiler og busser måles fortsat med JAMA's testmetode (JAMA, 2015), idet ISO-metoden kun omfatter personbiler.

I henhold til ISO 12219-1 placeres personbilen i et testkammer ved 23 °C og 50 % relativ luftfugtighed (RH). Bilen testes i tre faser med døre og vinduer lukket. De engelske betegnelser for testfaserne er anvendt og beskrives nærmere nedenfor:

Ambient mode:

Bilen er parkeret med motor slukket og er konditioneret med åbne døre i 1 time, og dernæst med lukkede døre og vinduer til omgivelsernes temperatur ved 23 °C i minimum 8 timer inden prøvetagning for kabineluftens indhold af kemiske stoffer. Der udtages luftprøver i dobbeltbestemmelser til hhv. måling af VOC og carbonyler (aldehyder) de sidste 30 minutter af perioden.

Parking mode:

Bilen er parkeret ved forhøjede temperaturer i alt 4 timer (opvarmning sker med en effekt på 400 W/m²). Der udtages luftprøver efter 3,5 timer, i de sidste 30 minutter af perioden, hvor bilen har stået ved høj temperatur i længst tid, i dobbeltbestemmelser til måling af formaldehyd. Temperaturen er ikke defineret, men jf. Wensing (2009) kan der opnås temperaturer på 65 °C i kabinen. Jf. JAMA (2015) opnås temperaturer på 40 °C i førerens åndedrætszone ved både deres egen og ISO's testmetode.

Driving mode:

Bilen startes, og udstødningsgasser ledes ud af kammeret. Ventilation sættes på maksimal hastighed, eller hvis der er en aircondition (AC), tændes denne og sættes til 23 °C. Luften sættes ikke til recirkulering, men på automatisk luftsifte (ikke nærmere defineret). Der udtages luftprøver i dobbeltbestemmelser til hhv. måling af VOC og carbonyler (aldehyder) de første 30 minutter af perioden.

Luftprøver udtages i de tidsrum, hvor bilen er konditioneret ved den pågældende temperatur. Ved driving mode simuleres worst-case tilfældet for eksponering for VOC, nemlig ved start og kørsel af en parkeret bil, der har stået varmt.

JAMA's metode adskiller sig fra ISO's metode ved, at der ikke opsamles luftprøver i "ambient mode", før bilen opvarmes. I "parking mode" opsamles der luftprøver efter 4,5 times opvarmning, dvs. 1 times længere opvarmning. I "driving mode" opsamles der luftprøver i de første 15 minutter i personbiler, mens motoren kører og aircondition er sat til at recirkulere luften, dvs. der er ikke luftsifte i bilen. I "driving mode" opsamles der luftprøver i lastbiler i 30 minutter og i busser i 120 minutter.

2.2.2 Opsamling og analyse af organiske forbindelser i luft

Ved opsamling af organiske forbindelser i luften benyttes forskellige typer filtre med specifikke opsamlingsmedier for de stoffer, som ønskes opsamlet og analyseret. Stofferne opsamles ved at suge en kontrolleret luftmængde gennem opsamlingsmediet ved et kontrolleret flow. De metoder, der er anvendt i den identificerede litteratur, er internationalt anerkendte metoder, som kort beskrives i de følgende afsnit. Analyserne af flygtige stoffer har måleusikkerheder på 15-30 % (Woolfenden, 2009), og er en kombination af usikkerhederne ved opsamling af luftprøver, kalibrering med referencestoffer, prøveforberedelse og det analytiske udstyr.

Prøvemedia til opsamling af VOC er typisk Tenax TA®, som binder både polære og apolære flygtige organiske stoffer, eller kombinationsfiltre med aktivt kul: Flygtige organiske stoffer (VVOC, VOC og SVOC) opsamles på et filter med høj affinitet, som typisk består af grafit-carbon black (Carbograph TD1) eller en porøs polymer af 2,6-diphenylene oxide (Tenax TA®) med efterfølgende analyse ved termisk desorption (TD), gaskromatografisk separation (GC) og detektion med enten flammeionisationsdetektor (FID) eller ved massepektrometri (MS). Ud over identifikationen af VOC med retentionstid og referencestoffers retentionstid kan der søges på identifikation af ukendte stoffer ved brug af deres massepektre og sammenligning med Wiley og NIST MS-databaser. Stofferne kan kvantificeres ved hjælp af rene referencestoffer ved kalibrering eller som toluen-ækvivalenter, hvor man regner med, at stoffet har samme responsfaktor som toluen. Standardtestmetoder, der typisk anvendes til VOC-målinger, er VDA-278, EPA TO15 og ISO 16000-6.

En sammenligning af opsamlingsmedier målt i antal identificerede VOC, udført af Brodzik et al. (2014) viser, at Carbograph TD1 finder enkelte flere VOC end Tenax TA®.

Meget flygtige aldehyder som formaldehyd, acetaldehyd, propanal og butanal er VVOC og kan ikke analyseres ved GC-MS, så de kvantificeres ved opsamling og derivatisering med dinitrophenylhydrazin (DNPH) med efterfølgende ekstraktion og analyse på HPLC. Der opsamles

luftprøver på DNPH-rør, og aldehyderne analyseres ved HPLC (væskekromatografi) med UV detektion. Standardtestmetoder, der typisk anvendes til opsamling og analyse af carbonyler (aldehyder og ketoner), er VDA-277, EPA TO11A og ISO 16000-3.

ISO 12219-1 (2012) specificerer, at VOC opsamles på Tenax TA® og måles med GC i henhold til ISO 16000-6, og carbonyler opsamles på DNPH og måles ved HPLC i henhold til ISO 16000-3.

General Motors testmetode GMW15654 (2013) indeholder detaljerede specifikationer for opsamling af luftprøver og analyseparametre til VOC koncentrationsbestemmelser i bilkabinen, hvor bilen testes i henhold til ISO 12219-1 og supplerende betingelser og krav for biler, der eksporteres til Kina (HJ/T 400), Japan (JASO Z125) og Sydkorea (MOLIT 2013-549).

2.3 Undersøgelser af luftkvalitet i biler

En oversigt over udvalgte undersøgelser med måling af VOC m.fl. stoffer i bilers indeklime fremgår af tabel 1. Referencerne er udvalgt på baggrund af, hvor godt metoderne til måling af VOC i biler er beskrevet jf. kapitel 2.2, og der er fokuseret på resultater af nyere undersøgelser set i lyset af at den løbende udvikling og udskiftning af materialer i bilkabiner over tid. De fleste bilproducerende lande er præsenteret: Polen (PL), Tyskland (DE), Italien (IT), Kina (CN), Japan (JP), Taiwan (TW) og USA (US). De fleste referencer har undersøgt mellemklasse personbiler for VOC indhold i kabinen. De fleste undersøgelser angiver ikke hvilket bilmærke eller model, der er undersøgt. Fx kan undersøgelserne udført i Polen godt have været udført på andre europæiske bilmærker.

Flere referencer har ekstra data for brugte biler, hvor der opsamles VOC efter et givet antal kørte kilometer; disse detaljer fremgår ikke af tabel 1. Alle studier viser, at koncentrationerne af VOC falder med bilens alder og hvor mange kilometer, den har kørt. I nærværende undersøgelse udvælges data for de nyeste biler til beregning af worst-case forhold for eksponering af VOC i nye bilers indeklime.

2.3.1 Temperatur, luftskifte og andre fysiske forhold

Undersøgelserne er udført enten ved de naturlige omgivelseres temperaturer ved parkering i skyggen, ved "ambient mode" eller ved forhøjede temperaturer ved "parking mode" ved parkering i solen, eller med belysning af lamper i en hal eller et kammer. Kun to undersøgelser er udført i kammer, hvor miljøet uden for bilen styres ved regulering af temperatur, luftfugtighed, lufthastighed, luftskifte og med tilførsel af ren filtreret luft (Wensing, 2009; You et al., 2007). Der er flere undersøgelser udført under kørsel ved "driving mode", men de omhandler ikke nye biler og er ikke udført under kontrollerede forhold i kammer. Disse undersøgelser er ikke relevante for nærværende studie, fordi VOC (inkl. forbrændingsprodukter, partikler osv.) fra det omkringliggende miljø også måles med. Én undersøgelse fra Italien er medtaget i tabel 1 med data fra 2 nyere biler, hvor prøvetagningen er udført på parkerede biler med lukkede vinduer og på biler under kørsel med lukkede vinduer (Geiss et al., 2009).

Afgasningerne af VOC fra materialer i bilernes kabiner er i høj grad afhængig af luftskiftet i kabinen og af luftens hastighed hen over materialerne. Under kørsel ved høj hastighed og/eller med bilens blæser på højeste trin er luftskiftet i kabinen væsentligt højere end ved kørsel ved lavere hastighed (Wensing, 2009). Toyotas udviklingscenter har udgivet en rapport, der beskriver målemetoderne, de anvender, og her måles VOC med aircondition systemet tændt og i recirkuleringsmode som et typisk brugerscenarie ved kørsel i byområder med luftforurening (Sato, 2003). ISO 12219-1 (2013) foreskriver, at der som minimum skal være et luftskifte i klimakammeret på 2 h^{-1} , men har ikke defineret omgivelsernes lufthastighed. Da bilkabiner ikke er helt lufttætte, kan det tænkes, at luftskiftet i bilen stiger med lufthastigheden i omgivelserne. De fleste referencer har målt VOC i en parkeret bil udenfor i "ambient mode", men har ikke målt luftskiftet i bilen eller vindhastigheden i omgivelserne.

You et al. (2007) har ved klimakammermålinger fundet en sammenhæng mellem den totale koncentration af flygtige forbindelser (TVOC) og luftskiftet i kabinen som funktion af lufthastigheden i omgivelserne. Når lufthastigheden stiger fra 0,1 til 0,7 m/s, stiger luftskiftet fra 0,15 til 0,67 h⁻¹, hvor TVOC koncentrationerne falder fra 1780 til 1201 µg/m³. Ved 0,3 m/s blev der målt et luftskifte i bilen på 0,41 h⁻¹ med en TVOC koncentration på 1201 µg/m³. VOC-målingerne i 1 ny og 2 brugte biler blev udført med en kontrolleret lufthastighed, der ikke oversteg 0,3 m/s i kabinen, men desværre er der kun angivet måleresultater for 20 individuelle VOC, som blev fundet i højeste koncentration. Målingerne viser, at en TVOC måling kan variere op til ca. 50 % afhængig af vind- eller lufthastigheden i bilens omgivelser. Hertil kommer effekten på luftskiftet fra ventilatoren i bilens ventilationssystem.

2.3.2 Analyser og resultater

Selv om VOC analyserne foretages ved gaskromatografiske metoder, som kan måle alle VOC, kvantificeres og afrapporteres typisk kun udvalgte VOC eller de 10-20 største koncentrationer, selv om der kan påvises mere end 100 VOC i nye biler. En del af de anvendte analysemetoder kvantificerer kun udvalgte kemiske stoffer, som er målrettet typisk specifikke aromatiske kulbrinter BTX (benzen, toluen, xylener¹) eller BTEX (benzen, toluen, ethylbenzen, xylener) og kulbrinter generelt. Der er meget få referencer, der angiver målte koncentrationer af mere polære stoffer som carbonyler (aldehyder og ketoner), alkoholer, glykoler, estre, ethere, carboxylsyrer, aminer, nitrosaminer mm.

Flere referencer rapporterer udelukkende resultater i form af figurer og diagrammer, hvor det er svært at udlede eksakte tal, og disse fremgår således ikke af tabel 1.

De mest grundige studier med mest detaljeret afrapportering er udført af Brodzik et al. (2014), Faber et al. (2013a) og Wensing (2009) på europæiske biler, af Yoshida et al. (2006a, 2006b, 2006c) på japanske biler samt af Xiong et al. (2015) og Chien et al. (2007) på kinesiske biler.

Selv om der anvendes sammenlignelige VOC-målemetoder i undersøgelserne i litteraturen, er der stor forskel på hvilke VOC, der kvantificeres og rapporteres. Flere rapporterer en total koncentration af VOC som TVOC, beregnet som en sum af koncentrationerne af enkelte VOC kvantificeret enten ved kalibreringskurver med referencestoffer eller som toluenækvivalenter. Men jf. ISO 16000-6 beregnes TVOC som toluenækvivalenter af kromatogrammets totale areal mellem n-hexan og n-hexadecan, dvs. er der en stor sammenhængende pukkel af toppe, der ikke kan adskilles kromatografisk ("cluster"), vil denne medregnes i ISO 16000-6 TVOC, men ikke som en sum af enkeltstoffer. Derfor er det svært at sammenligne TVOC værdien af forskellige undersøgelser.

¹ Xylener: Sum af ortho, meta og para xylener (o-xylen+m-xylen+p-xylen)

Tabel 1 Resultat af litteraturundersøgelse af målinger af flygtige stoffer inklusive VOC i kabiner på personbiler

Biler	Land ¹	Alder	År	Mat ²	Betingelser ³	Temperatur ⁴	Opsamlingsmedie	Metode	Fund af VOC	Reference
9	PL	1 dag	2012	OK	Udendørs, ambient	21-25°C	Tenax TA; Carbograph 1TD	TD-GC/FID&MS	Total > 260 VOC; 107 VOC alle biler	Brodzik et al. 2014
9	PL	< 1 md	Før 2013	OK	Udendørs, ambient	18,9-23,8°C	Tenax TA; Carbograph 1TD	TD-GC/FID&MS	Total 228 hhv. 200; 105 VOC alle biler	Faber et al. (2014)
5	PL	< 1 md	2012	OK	Inde, ambient	20-26°C	Carbograph 1TD	TD-GC/FID&MS	18 VOC ^T og top-10 VOC identificeret	Faber et al. (2013)
10	PL	< 1 uge	Før 2013	OK	Udendørs, ambient	15°C (mid-del)	Carbograph 1TD	TD-GC/FID&MS	Benzen, toluen, Xylener (BTX) ^T	Faber et al. (2013)
4	PL	Nye	Før 2012	OK	Udendørs, ambient	25°C	Tenax TA; Carbograph 1TD; Tenax GR/Carbopack B; Carbopack B/C/Carbosieve SIII	TD-GC/FID&MS	144-192 identificeret VOC (figurdata) og TVOC (tabel)	Golda-Kopec et al. (2012)
23	IT	2 nyere (<1 år)	2007	N	Udendørs og inde, ambient, parking, driving	Varierer	Radiello passiv sampler (VOC hhv. carbonyler)	TD-GC/FID (HPLC)	16 VOC ^T ; ftalater; aldehyder	Geiss et al. (2009)
1	JP	1 dag; (til 3 år)	1999; (2002)	N	Udendørs, ambient	30-35°C	Aktiv kul (JUMBO) og Tenax TA/PU DNPH (carbonyler VVOC)	GC/ MS af ekstrakt	162 VOC, SVOC og formaldehyd	Yoshida (2006a)
101	JP	< 3 år	2004	N	Udendørs, ambient	19-35°C	Aktiv kul (JUMBO) og Tenax TA/PU DNPH (carbonyler VVOC)	GC/ MS af ekstrakt	Median-værdi 101 brugte biler; VOC	Yoshida (2006b)
101	JP	< 3 år	2004	N	Udendørs, ambient	19-35°C	Aktiv kul (JUMBO) og Tenax TA/PU DNPH (carbonyler VVOC)	GC/ MS af ekstrakt	Median-værdi 101 brugte biler; VOC	Yoshida (2006c)
4	TW	< 4 md	2004	OK	Udendørs, ambient, m/u AC	25-32°C ³	Carbotrap 300 (multibed)	TD-GC/FID	12 VOC ^T	Chien (2007)

Biler	Land1	Alder	År	Mat2	Betingelser3	Temperatur4	Opsamlingsmedie	Metode	Fund af VOC	Reference
37	CN	1 nyere (1,5 md)	2009	Ikke-læder	Udendørs, ambient	35°C (1 ny <1,5 md)	Tenax TA	TD-GC/FID	7 VOC ^T ; TVOC	Chen et al. (2014)
3	CN	1 Ny; 2 brugte	2007	OK	Kammer, ambient	25°C	Tenax TA	TD-GC/MS	Top 20 VOC; TVOC	You et al. (2007)
3	CN	< 1 md	Før 2015	N	Udendørs, ambient	24/29/35°C	Tenax TA (andre: DNPH)	TD-GC/MS (HPLC)	5 VOC ^T ; 3 aldehyder	Xiong et al. (2015)
2	DE	1 ny (<1 md) og 1 (3 år)	Før 2007	N	Kammer, parkering	65°C	Tenax TA og diethyl ether (andre: DNPH)	TD-GC/FID&MS (HPLC)	47 VOC; 6 aldehyder med 1-4 kulstof (C1-C4) – i nye bil	Buters et al. (2007)
6	DE	Nye; 20 hhv. 40 dage	Før 1996	N	Kammer, parking	65°C	Tenax TA (andre: DNPH; Florisil; Silica; Thermosorb)	TD-GC/MS (andre: GC og HPLC)	Median-værdi 6 nye biler; VOC, aldehyder, ftalater, aminer, nitrosaminer	Wensing (2009)
6	AT	Nye	2005	N	Udendørs, parking, med og uden sol	Sol 60°C; Skygge N	NA (UBA Wien)	NA (UBA Wien)	Sum VOC Sol: Formaldehyd; ftalat (DEHP)	GLOBAL 2000 (2005)
2	US	< 6 md; 1 brugt	2003	N	Udendørs, parking, med sol	Sol 63°C	Anasorb CMS/GCB1/TenaxGR	TD-GC/MS	Top 10 VOC and TVOC	Fedoruk et al. (2003)

¹Land undersøgelsen er udført i med 2-cifret landekode. Bilmærker fra andre lande kan også være produceret i dette land. PL – Polen; IT – Italien, JP – Japan, TW – Taiwan; CN, Kina, DE – Tyskland; AT- Østrig; US – USA.

²Kabinemateriale information

³Ambient: Parkeret med motor slukket. Er konditioneret med lukkede døre og vinduer til omgivelsernes temperatur inden prøvetagning. Prøvetagning er foretaget nær førers åndedrætszone over rat eller midt i bilen. Parking: Samme betingelser som ambient, men med målinger ved forhøjede temperaturer. Driving: Under kørsel.

⁴Temperatur under prøvetagning med slukket air-condition (AC).

^TTargetanalyse dvs. der kun analyseres for udvalgte stoffer.

Forkortelser: AC air condition; md – måneder; N - Ikke oplyst, OK – er beskrevet

2.4 Afgasning af VOC

Resultaterne fra litteraturundersøgelserne grupperes efter de faktiske forhold som undersøgelserne er udført ved, tilnærmet ISO's definitioner ved parkering (parking mode) hhv. omgivelsernes temperaturer (ambient mode).

2.4.1 Resultater ved parkering og forhøjet temperatur (parking mode)

Der findes 4 undersøgelser af VOC-afgasning ved høje temperaturer på ca. 60-65 °C, der svarer til temperaturer, der nås i biler, som står i solen (Wensing (2009), Buters et al. (2007), Fedoruk et al. (2003) og Global 2000 (2005)). Et sammendrag er vist i tabel 2. Detaljerede informationer om stofferne, inklusiv VOC der findes ved målingerne, fremgår af bilag 1.

Tabel 2 Oversigt med målte VOC i nye biler ved ca. 60-65°C (parking mode)

Stofnavn?	CAS-no.	Wensing (2009)	Buters (2007)	Fedoruk et al. (2003)	Fedoruk et al. (2003)	Global (2005)
		6 biler (Median)	Ny bil ¹	Chevrolet Lumina	Ford Taunus	3 biler
		(µg/m ³)	(µg/m ³)	(µg/m ³)	(µg/m ³)	(µg/m ³)
Benzen	71-43-2	24	NA	NA	NA	NA
Toluen	108-88-3	275	84,3	NA	239	NA
Ethylbenzen	100-41-4	434	306,4	NA	NA	NA
Xylener (o,m,p isomerer)	-	272	2450,5	NA	NA	NA
Styren	100-42-5	NA	83,4	264	94	NA
Andre aromatiske kulbrinter	-	NA	1945	NA	NA	NA
Alifatiske kulbrinter	-	NA	3435	1775	98	NA
Aldehyder (VVOC,VOC)	-	199	348	NA	47	250-350
Ketoner	-	840	139	NA	NA	NA
Acetone (VVOC keton)	67-64-1	361	238,6	NA	NA	NA
Ethanol (VVOC)	64-17-5	NA	299,6	NA	NA	NA
Phenol	108-95-2	NA	NA	194	124	NA
Estre	-	129	NA	NA	NA	NA
Ethere	-	75	NA	NA	NA	NA
Sum VOC	-	3828	10929	5673	1999	9400

¹Resultat fra analyse af luftprøver opsamlet på medierne Carbotrap (VOC) og DNPH (carbonyler).

NA: Ikke analyseret

Wensing (2009) måler både VOC, SVOC ftalater, carbonyler (VVOC aldehyder) og aminer på 6 nye biler, hvor gennemsnittet af målingerne fra 6 nye biler er angivet i tabel 1. Wensing finder, at koncentrationerne aftager, jo længere tid bilen står efter hhv. 20 og 40 døgn.

I en undersøgelse af Buters et al. (2007) blev der udført prøvetagning fra en ny bil (< 1 måned) og en brugt bil (ca. 3 år) med et luftskifte på 0,75 m³/h ved 65 °C, hvor luftforsyningens renhed sikres ved filtrering gennem aktivt kul og opfugtning til 50 % RH. Døre og vinduer var lukket, og der var en intern ventilator i bilen for at sikre en kontinuert afgasning fra interiøret. To typer prøvetagning blev udført. Direkte opsamling af flygtige stoffer, VOC på Carbotrap-rør og carbonyler/ lavere aldehyder på DNPH-rør. Opsamling gennem 4 frysefælder, den første var tom for at fjerne vandet i luften, de to næste indeholdt diethylether til at ekstrahere luftbårne stoffer, og den sidste var tom for at fange rester af fordampede væsker. Alle væsker i frysefælderne blev ekstraheret med diethylether, som tørres over natriumsulfat og inddampes. Herved opnås

et ekstrakt til test for toksicitet, der refereres til senere i denne rapport i afsnit 3.1.2. På de opsamlede VOC er der ikke forskel på direkte henholdsvis diethylether prøvetagning, men flere polære stoffer, inklusive methylpyrrolidon, aldehyder (formaldehyd, acetaldehyd, prop-anal, butanal, butenal (crotonaldehyd) mfl., kan ikke detekteres i ether ekstraktet. En detaljeret sammenligning af resultaterne fremgår af bilag 1. I det polære stoffer også kan give toksiske effekter, og de ikke genfindes i ether ekstraktet, kan der stilles spørgsmål til resultatet af screeningerne af toksiciteten med hensyn til denne stofgruppe.

Fedoruk et al. (2003) udførte målinger på to relativt nye biler ved forhøjede temperaturer og fandt, at der var forskel på hvilke 10 VOC, der afgassede i højeste koncentrationer. Desværre afrapporteres koncentrationerne kun for de 10 VOC og ikke for resten af de VOC, der afgasser i mindre koncentrationer; derfor er det svært at sammenligne stofgrupperne kvantitativt.

Global 2000 (2005) udgiver et resume af emissionsdata på 4 biler parkeret i sol og i skygge, hvor der måles for TVOC, ftalater og formaldehyd ved ca. 60 °C. Der findes ikke nogen specifikation af testmetoder eller oplysninger om de enkelte identificerede VOC, men da det er Miljøstyrelsen i Østrig (UBA Wien²), der har foretaget målingerne, må tallene anses for at være troværdige, og medtages i tabel 2.

2.4.2 Resultater ved parkering (ambient mode)

Studierne udført i Kina og Taiwan er ved temperaturer på ca. 25-35 °C, men kun med udvalgte VOC og aldehyder (tabel 3). Xiong et al. (2015) måler på de samme biler, at afgangningen af benzen, toluen, ethylbenzen, xylene (BTEX) og styren bliver ca. 2-3 gange højere ved 35 °C end ved 24 °C, hvilket stemmer med, at damptrykket af flygtige stoffer øges ved forhøjede temperaturer.

Studierne udført i Polen er ved lavere temperaturer, 15-26 °C, end Kina og Taiwan, men med tilsvarende analysemetoder. Undersøgelserne udført af Brodzik et al. (2014), Faber et al. (2014) og Yoshida (2006a) rapporterer over 100 identificerede VOC ved hhv. 21-25 °C og 25-35 °C. Disse tælles sammen i stofgrupper for bedre at kunne sammenligne resultaterne (tabel 3-4). På grund af fund af mange isomerer laves en sum af inddelinger i alifatiske, cykliske og aromatiske kulbrinter.

² <http://www.umweltbundesamt.at/>

Tabel 3 Oversigt med målte VOC i nye biler i Kina og Taiwan ved ca. 24-35°C (ambient mode, parkeret med motoren slukket)

	Studie	Xiong et al (2015)	Xiong et al (2015)	Chen (2014)	Yoshida (2006a)	Yoshida (2006c)	You (2007)	Chien (2007)	Chien (2007)	Chien (2007)	Chien (2007)
	Test	3 biler	3 biler	1 taxi	Nissan Serena	50 biler ⁴	1 bil	3 SUV (læder)	3 SUV (tekstil)	3 Sedan (læder)	3 Sedan (tekstil)
	Temp.	24°C	35°C	35°C	30°C	32°C	25°C	30,9°C	30,9°C	30,7°C	30,7°C
	Rel.Fugt			71%RH	60% RH	45% RH	50% RH	43%RH	43%RH	53%RH	53%RH
Målte VOC	CAS-no.	(µg/m³)	(µg/m³)	(µg/m³)	(µg/m³)	(µg/m³)	(µg/m³)	(µg/m³)	(µg/m³)	(µg/m³)	(µg/m³)
Benzen	71-43-2	5,7	14,7	129	6,3	2,8 (0,9-53)	NR	NA	NA	NA	NA
Toluen	108-88-3	70,4	161	309	225,8	40 (12-368)	82	6300	2000	300	2100
Ethylbenzen	100-41-4	9,0	17,5	116	360,9	12 (2,8-62)	NR	77	34	130	1600
Xylener (sum)	106-42-3	118	189	284	4003	31 (7,2-246)	NR	239	103	NA	13400
Styren	100-42-5	4,3	14,33	39,5	73,6	11 (1,1-675)	NR	270	150	18	5400
Naphtalen	91-20-3	NA	NA	NA	-	2,2 (0,5-25)	NR				
Aromatiske kulbrinter	-	NA	NA	NR	5947	698	NR	792 ¹	195 ¹	185 ¹	1440 ¹
Alifatiske kulbrinter	-	NA	NA	83,1	6012	63	2010	88 ²	440 ²	110 ²	265 ²
Cycloalkaner	-	NA	NA	NR	515	206	192	NA	NA	NA	NA
Carbonyler	-	NA	NA	NR	56,5	42,7	301	NA	NA	NA	NA
Estre	-	NA	NA	52,3	44,4	7,9	NR	NA	NA	NA	NA
Alkoholer	-	NA	NA	NR	162,5	73	314	NA	NA	NA	NA
Terpener	-	NA	NA	NR	9,0	3,7	200	NA	NA	NA	NA
Halogenerede kulbrinter	-	NA	NA	NR	21,7	12	242	NA	NA	NA	NA
Alkener	-	NA	NA	NR	768	1,5	90	NA	NA	NA	NA
Sum VOC	-	NA	NA	2254	14081	1201	4950 ³	NA	NA	NA	NA

Forkortelser: SUV: sport utility vehicle/større personbil, NR: ikke rapporteret (stof ikke inkluderet i analysen), NA: Ikke analyseret

¹Sum af targetstoffer: Trimethylbenzen, 3 isomerer (ikke totalsum af aromatiske kulbrinter)

²Sum af targetstoffer: Decan, undecan og tetradecan (ikke totalsum af alifatiske kulbrinter)

³Sum af alle stoffer kvantificeret med referencestof og toluenækvivalenter > 5 µg/m³.

⁴Median af målinger på 50 forskellige nye biler (< 1 måned).

2.4.3 VOC og materialer

Jf. litteraturen måles der høje koncentrationer af kulbrinter på grund af anvendelsen af syntetiske materialer til interiøret i biler, som netop stammer fra petrokemiske produkter. Mange af de fundne stoffer (lavtkogende alkaner, benzen, toluen, naphthalen etc.) kan også stamme fra benzin eller diesel, og derfor bør data med forhøjede koncentrationer af kulbrinter tolkes med varsomhed. Især ved målinger på biler som har været i brug.

I de fleste referencer er der ikke oplysninger om, hvilket brændstof bilen anvender, eller om brændstoftanken er tom, kun at bilen står statisk/parkeret med motor og ventilation slukket. Fordi flere VOC også kan stamme fra brændstof eller olie, er det vigtigt, at de undersøgte biler er tjekket for, om de fungerer normalt og ikke har utætheder nogen steder, hverken i kabine, brændstoftank, motorrum mm. Endvidere, at data fra nyere biler, som har været i brug i kort tid, ikke har utætheder, er ikke-ryger biler, og at materialer (der ikke tilhører det oprindelige interiør) er fjernet inden VOC-målingerne.

Yoshida et al. (2016c) udførte VOC analyser på 101 nyere Japanske biler (< 3 år), og ved statistisk analyse af resultaterne fandt de, at biler i luksusklassen med læderindtræk (sæder og rat) havde signifikant højere koncentrationer af visse VOC. Denne undersøgelse indgår ikke i tabel 3, fordi disse biler var brugte, men samme forfatter har udført to andre undersøgelser af helt nye biler.

Chien et al. (2007) sammenligner luftkvaliteten i en SUV og en sedan med hhv. stof og læderindtræk (tabel 3). De højeste koncentrationer af BTEX afgasser fra SUV'en med læderindtræk og fra sedanen med tekstilindtræk, dvs. denne undersøgelse viser, at afgangningerne afhænger af materialerne. De måler også trimethylbenzener i afgangningerne, som ikke er medtaget i tabel 3. Afgasningen af 1,2,4-trimethylbenzen er signifikant højere fra en SUV med læderindtræk (580 µg/m³) end en SUV med tekstilindtræk (69 µg/m³).

Chien (2007) fandt, at VOC der stammer fra acryl-, PU/isocyanat- samt polychlorbutadien-baserede lime, er toluen og xylener. Langkædede alkaner (med mellem 14 og 17 kulstofatomer) blev identificeret i fedt/smøremidler, og BHT anvendes som antioxidant ved fremstilling af flere syntetiske materialer.

Brodzik et al. (2014) fandt, at sammensætningen af VOC-grupper var forskellig afhængigt af materialerne, der anvendes i bilens interiør (tabel 4).

For biler i luksusklassen er der målt højere koncentrationer af VOC i kabinen. Det kan skyldes mere udbredt brug af læderindtræk, herunder betræk på sæder og rat (Janicka et al., 2014). Erfaringer fra Teknologisk Instituts emissionslaboratorium viser, at afgangningen fra ægte læder kan være høj og indeholde mange forskellige stoffer, som sandsynligvis stammer fra læderets overfladebehandling. Erfaringer fra laboratoriet viser, at også syntetisk læder kan have høj afgangning.

Flere studier, hvor der undersøges et mindre antal udvalgte VOC, konkluderer at der er en sammenhæng mellem afgangning af VOC og materialer (Faber et al., 2013a, 2013b, Golda-Kopec et al., 2012; Wang og Jia, 2013). Data er oftest angivet i figurer uden talværdier, og diskussionen af hvilke VOC, der stammer fra hvilke materialer, er kvalitative. Da der ikke analyseres for hele VOC spektret og materialerne ikke er velbeskrevne, er det svært at konkludere noget på basis af disse undersøgelser.

Table 4 Overview of measured VOC in new cars at ca. 21-25 °C (ambient mode, parked with engine off), divided by materials.

		Brodzik (2014)	Brodzik (2014)	Brodzik (2014)	Brodzik (2014)	Brodzik (2014)	Faber (2014)	Faber (2014)
Materialer:		2 biler (AB) (21-25°C, 48-56%RH)	2 biler (AB) (21-25°C, 48-56%RH)	2 biler (EF) (21-25°C, 48-56%RH)	1 bil H (21-25°C, 48-56%RH)	1 bil I (21-25°C, 48-56%RH)	5 stk M1 (21,7°C, 44%RH)	4 stk M2 (21,7°C, 44%RH)
Sædebetræk:		rød sTx; hvid sL	rød sTx; hvid sL	sort sTx; hvid sTx	sort sTx; hvid sTx	sort/hvid sTx; sort sL	sort/grå sTx	sort ruskind
Instrumentbræt:		hvid	hvid	hvid	hvid	hvid	grå	sort
Rat:		hvid syntetisk	hvid syntetisk	hvid syntetisk	sort syntetisk	sort syntetisk	sort plast	sort plast
Andet:		-	soltag	soltag	-	cabriolet	-	-
Flygtige stoffer	CAS-no.	(µg/m ³)	(µg/m ³)	(µg/m ³)	(µg/m ³)	(µg/m ³)	(µg/m ³)	(µg/m ³)
Benzen	71-43-2	7,4	6,8	8,8	9,7	11,3	11,4	11,1
Toluen	108-88-3	24,1	28,2	103,5	110,5	118,1	54,7	44,1
Ethylbenzen	100-41-4	7,6	11,5	33,3	56,8	72,4	7,2	8,8
Xylener (sum)	106-42-3	40,8	58,6	179,0	356,0	425,4	41,2	44,3
Styren	100-42-5	Nd	nd	nd	nd	nd	nd	4,3
Naphtalen	91-20-3	6,3	6,4	9,0	7,0	7,4	4,8	4,3
Aromatiske kulbrinter	sum	140,2	185,8	478,0	695,1	803,7	181,9	237,0
Cycloalkaner	sum	242,5	422,9	805,0	563,0	640,6	162,0	52,6
Alifatiske kulbrinter	sum	326,1	527,7	1096,5	1158,3	990,6	612,2	357,3
Carbonyler	sum	18,4	21,0	48,8	77,3	78,7	9,0	6,5
Estre	sum	13,3	17,8	38,6	51,3	61	6,6	7,6
Alkoholer	sum	63,4	71,4	110,3	122,6	123,1	54,5	39,6
Terpener	sum	1,8	2,0	3,5	2,7	2,2	42,2	26,9
Sum VOC	na	894	1389	2767	2933	2945	2109 ¹	1489 ¹

¹Sum af alle stoffer kvantificeret med referencestoffer og resten med toluenækvivalenter.

Forkortelser: sTx (syntetisk tekstil), sL (syntetisk læder)

2.5 Afgasning af andre stoffer

Ud over VOC er tilstedeværelsen af andre stoffer påvist i bilers indeklime, herunder aldehyder, som er meget flygtige (VVOC), og andre semi-flygtige VOC (SVOC). Sensorisk bedømmelse af bilers lugt uden decideret angivelse af, hvilke stoffer der kan være årsag til lugten, er også udført (Sakakibara et al., 1999).

2.5.1 Aldehyder

Der er fundet 6 studier, hvor der afrapporteres formaldehyd og enkelte andre flygtige aldehyder med 1-4 kulstofatomer. Resultaterne er angivet i tabel 5.

Idet acrolein fremgår af måleprogrammet i den kinesiske standard GB/T, måles der acrolein i nye kinesiske biler jf. tabel 5 (Xiong et al., 2015). Der er ved litteratursøgningen ikke fundet andre standarder eller referencer, som angiver målinger af acrolein.

Xiong et al. (2015) måler på de samme 3 biler, at afgangningen af formaldehyd, acetaldehyd og acrolein bliver ca. 2-3 gange højere ved 35 °C end ved 24 °C, hvilket stemmer med, at damptrykket af flygtige stoffer øges ved forhøjede temperaturer.

Tabel 5 Aldehyder (VVOC)

Stof	CAS-nr.	Geiss (2007)	Yoshida (2006a)	Yoshida (2006c)	Xiong (2015)	Xiong (2015)	Wensing (2009)	Buters (2007)	Global (2005)
		Varierer ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	30°C ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	32°C ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	24°C ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	35°C ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	65°C ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	65°C ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	60°C ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Formaldehyd	50-00-0	24,3-43,6	46,4	17-67	86,8	216	40	92,4	250-350
Acetaldehyd	75-07-0	12,1-13,4	NA	NA	20,9	44,6	44	86,8	NA
Acrolein	107-02-8	NA	NA	NA	4,1	9,6	NA	NA	NA
Propanal	123-38-6	3,6-5,3	NA	NA	NA	NA	15	50,5	NA
Butanal	123-72-8	NA	NA	NA	NA	NA	19	12,0	NA
Butenal	4170-30-3	NA	NA	NA	NA	NA	NA	29,4	NA

NA: Ikke analyseret, ND: ikke detekteret

Andre studier af aldehyder i biler fokuserer på det generelle niveau, som føreren udsættes for under kørsel i fx bymæssig bebyggelse. Disse studier fokuserer altså ikke specifikt på nye biler (Mapou et al., 2013).

2.5.2 SVOC

Yoshida et al. (2006a) finder lave koncentrationer af ftalaterne DMP, DEP, DEHP, DIBP, DBP i en ny bil samt i flere nyere biler (2006c). Global 2000 (2005) finder afgangningen af DEHP ved 60 °C; metoden er dog ikke nærmere angivet. Resultatet af undersøgelserne for afgangningen af ftalater er angivet i tabel 6.

Man kan se af tallene i tabel 6, at afgangningen af ftalaterne DBP og DEHP ændrer sig med temperaturen, men da det ikke er de samme biler, der undersøges, kan det ikke konkluderes, at koncentrationerne stiger med temperaturen, selv om man ved, at disse SVOC har et højere damptryk ved forhøjede temperaturer.

Tabel 6 Ftalater (VOC1 og SVOC2)

Stof	CAS-nr.	Yoshida (2006a)	Yoshida (2006c)	Wensing (2009)	Geiss (2009)	Global (2005)
		30°C	32°C	65°C	varierer	60°C
		(µg/m ³)	(µg/m ³)	(µg/m ³)	(µg/m ³)	(µg/m ³)
Dimethylftalat (DMP) ¹	131-11-3	0,2	0,01-1,8	NA	ND	NA
Diethylftalat (DEP) ¹	84-66-2	0,2	0-0,63	NA	ND	NA
di-isobutylftalat (DiBP) ²	84-69-5	0,03	0,02-1,3	NA	NA	NA
Di-n-butylftalat (DBP) ²	84-74-2	0,4	0,12-1,5	0,7	0,196	NA
Diethylhexylftalat (DEHP) ²	117-81-7	0,2	0,04-1,5	NA	0,335	0,340-0,420

Wenzig (2009) fandt, at der afgassede højere koncentrationer af syv organiske fosfatestre ved 65 °C end ved rumtemperatur (ikke nærmere angivet).

Mandalakis et al. (2008) udførte en undersøgelse med prøvetagning af polybromerede flammehæmmere PBDE og PBDF i et studie med prøvetagning af biler i brug (blandet kørsel inklusiv stilstand) i en længere periode ved aktiv sampling, dvs. at både stoffer, som er bundet på partikler og som er på dampform, analyseres. Andre studier påviser også polybromerede flammehæmmere i bilers indeklime (Goosey og Harrad, 2011; Harrad et al., 2008; Harrad og Abdallah, 2011; Sónia et al., 2014; Müller et al., 2011).

2.6 Vejledende grænseværdier for VOC i biler

Der er fundet litteratur fra forskellige lande, der beskriver afgasning af VOC i biler, og hovedgrupperne af VOC der findes i bilkabinerne er BTEX, alifatiske, aromatiske og cykliske kulbrinter. Der er også fundet enkelte undersøgelser, som også omfatter målinger af aldehyder (VVOC), ftalater (VOC/SVOC) og flammehæmmere (SVOC).

I tabel 7 er der lavet en oversigt over vejledende VOC grænseværdier, som benyttes af bilindustrien i Japan og Kina. Holtkamp (2016) påpeger, at der endnu ikke findes europæiske vejledende grænseværdier for VOC i biler og henviser til de kinesiske og japanske.

Tabel 7 Vejledende grænseværdier for VOC i nye biler i Kina og Japan

Stof	Kina	Japan
	GB/T 27630-2011 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	JAMA ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Benzen	110	-
Toluen	1100	260
Ethylbenzen	1500	3800
Xylener (sum)	1500	870
Styren	260	220
Formaldehyd	100	100
Acetaldehyd	50	48
Acraldehyd (Acrolein)	50	-
Chlorpyrifos ¹	-	1
Diazinon ¹	-	0,29
Fenobucarb ¹	-	33
Paradichlorobenzene	-	240
Tetradecan	-	330
Di-n-butyftalat (DBP)	-	220
di-Ethylhexylftalat (DEHP)	-	120

¹Insecticid

Faber (2016) udtaler: "Så vidt vi er bekendt, er der ikke nogen EU eller US grænseværdier for VOC koncentrationer i biler. Men i EU diskuteres pt vejledende grænseværdier for VOC koncentrationer i nye biler, og vejledende grænseværdier for EU/international standard er under udarbejdelse" I henhold til information præsenteret på 18th Conference Odour and Emissions of Plastic Materials 2016 (Kassel, Germany) vil de blive klar i slutningen af i år. Producenterne egne vejledende grænseværdier er fortrolige.

Xiong et al. (2015) konkluderer, at de fundne koncentrationer af VOC i kinesiske biler ikke overskrider de kinesiske grænseværdier, med undtagelse af formaldehyd i to biler ved forskellige temperaturer på 29 °C og 35 °C og i én bil ved 35 °C.

Yoshida (2006c) konkluderer, at medianværdierne af enkeltstoffer for 50 biler ligger under WHO guideline værdierne med eksponeringstid angivet i parentes: Formaldehyd (100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 30 min), toluen hhv. styren (260 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 1 uge), xylen (4800 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 1 uge), ethylbenzen (22000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 1 år), tetrachlorethylen (250 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 1 år) samt naphthalen (10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 1 år). Måleresultaterne for de 50 biler er angivet i et interval, og heraf kan man se, at den højeste værdi overskrider WHO's grænseværdi for hhv. styren (675 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) og naphthalen (25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Yoshida konkluderer, at den totale koncentration af VOC (TVOC) er en vigtig parameter for evaluering af luftkvaliteten af bilkabiner.

Janicka et al. (2014) sammenligner deres målte værdier i biler med anbefalede grænseværdier for flygtige stoffer i indeklimaet RMCL (Recommended maximum concentration limit) i henhold til et polsk direktiv (Rozporządzenie, 2003). De polske RMCL værdier for acrolein og formaldehyd er hhv. 0,9 og 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, og for benzen, toluen, xylen og ethylbenzen hhv. 5, 10, 10 og 38 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Disse grænseværdier er væsentligt lavere end de kinesiske og japanske anbefalinger i tabel 7, men også lavere end WHO's anbefalede grænseværdier. Det er ikke nærmere angivet, hvilke hensyn der indgår ved fastsættelsen af RMCL værdierne.

3. Udpegning af sundhedsskadelige stoffer og eksponeringsscenarier

3.1 Farevurdering

3.1.1 Sundhedsmæssig screening af afgasningsrelevante stoffer

I forbindelse med en sundhedsmæssig screening for de mest betænkelige stoffer lægges vægt på stofferne med de største afgasninger i tabel 2 til 6 og bilag 1 samt viden om stoffernes sundhedsmæssige klassificering, og hvorvidt der er etableret tolerable eksponeringsniveauer for stofferne fx i forbindelse med ude- og indemiljø.

Data for EU-harmoniseret fareklassificering er søgt på ECHA's hjemmeside <http://echa.europa.eu/>.

Data m.h.t. EU-værdier for tolerable afgasningskoncentrationer til indeklimaet (såkaldte LCI-værdier, Lowest Concentration of Interest) er fundet på http://www.eu-lci.org/EU-LCI_Website/EU-LCI_Values.html.

LCI-værdierne angiver de øvre niveauer for afgasning af et kemisk stof til indeklimaet, der ikke anses for at medføre nogen sundhedsmæssig risiko. Da LCI-værdierne er beregnet på tilsvarende måde, som der beregnes DNEL værdier for befolkningen og forbrugere under REACH, anses det relevant at anvende de numeriske værdier for LCI-værdierne som tolerable eksponeringsniveauer (DNEL) for befolkningen.

Derudover er der anvendt data fra Miljøstyrelsens projekter "Kortlægning og risikovurdering af toluen og andre neurotoksiske stoffer i børneværelset" (MST, 2016a) og "Kortlægning og risikovurdering af kemiske stoffer i gulvtæpper" (MST, 2016b).

I projektet MST (2016a) er der udarbejdet tolerable eksponeringsniveauer for neurotoksiske kulbrinter specielt m.h.t. beskyttelse af børn, da børn anses for at være særligt følsomme m.h.t. påvirkning af centralnervesystemet.

Tilsvarende er der i MST (2016b) fastsat tolerable eksponeringsniveauer for bl.a. aldehyder og ftalater i forbindelse med børns udsættelse i indeklimaet. Det ses, at de tolerable værdier for aldehyderne her svarer til LCI-værdierne for aldehyderne, idet børn ikke, som det var tilfældet ved kulbrinterne, anses for at være mere følsomme over for øjen- og luftvejsirriterende stoffer end den øvrige befolkning.

Nedenfor i tabel 8 er stofferne fra tabel 2, 4, 5, 6 og bilag 1 oplistet sammen med data for stoffernes fareklassificering og tolerable eksponeringsniveauer. I tabel 8 er de tolerable niveauer, der efterfølgende vil blive anvendt i risikovurderingen, fremhævet med **fed**.

Vedrørende måledata for kulbrinter er det valgt at fokusere på data fra Brodzik et al. (2014), tabel 4, da disse data må anses for mere repræsentative for europæiske biler end data fra tabel 3, der angiver data fra biler i Kina og Taiwan.

Table 8 Aftgasningsstoffer, deres klassificering for sundhedseffekter, tolerable eksponeringsniveauer og målte niveauer

	CAS	Harmoni- seret EU sundheds- Klassifice- ring*	EU LCI-værdis** µg/m ³	MST (2016a+b) µg/m ³	WHO ^(1,2) µg/m ³	Mlte niveauer i biler µg/m ³
Aromatiske kulbrinter						
Benzen	71-43-2	Carc. 1A Muta. 1B STOT RE 1 Eye Irrit. 2 Skin Irrit. 2 Asp. Tox. 1	-		0,17⁽¹⁾ (krft)	11,3 (21-23°C) 23 (60-65°C)
Toluen	108-88-3	Repr. 2 STOT RE 2 STOT SE 3 Skin Irrit. 2 Asp. Tox. 1	2900 (neurotoksicitet)	725	260 ⁽²⁾ (neurotok- sicitet)	118 (21-23°C) 275 (60-65°C)
Ethylbenzen	100-41-4	STOT RE 2 Acute Tox. 4 Asp. Tox. 1	850 (neurotoksicitet)	200		72,4 (21-23°C) 434 (60-65°C)
Xylen (o,m,p iso- merer)	1330-20-7	Acute Tox. 4 Skin Irrit.2	500/ 125 (neurotoksicitet)	125 (neurotok- sicitet)		425 (21-23°C) 2450 (60-65°C)
Styren	100-42-5	Repr. 2 STOT RE 1 Acute Tox. 4 Skin Irrit. 2 Eye Irrit. 2	250/ 175 (genotoksicitet/ neuro- oksicitet)	175 (neurotok- sicitet)	260 ⁽²⁾ (neurotok- sicitet)	4,3 (21-23°C) 264 (60-65°C)
Naphthalen	91-20-3	Carc. 2 Acute Tox. 4	10 (cytotoxicitet i luftve- jen)		10 ⁽¹⁾	7,4 (21-23°C)
C7-C12 kulbrinter Sv.t. aromatiske kul- brinter + alifatiske + alicycliske alkaner	-	STOT RE1 (mineralsk terpentin)	-	5700/ 1425 (neurotok- sicitet)		2436 (21-23°C) 8303 (60-65°C)

Aldehyder						
Formaldehyd	50-00-0	Carc. 1B Muta. 2 Acute Tox. 3 Skin Corr. 1B Skin Sens. 1	100 (øjens- luftvejsirritation)	(som LCI- værdien)	100 ⁽¹⁾	86,8 (24°C) 250-350 (60°C)
Acetaldehyd	75-07-0	Carc. 2 Eye Irrit. 2 STOT SE 3	1200 (øjens- luftvejsirritation)	(som LCI- værdien)		20,9 (24°C) 86,8 (60°C)
Propanal	123-38-6	Eye Irrit. 2 STOT SE 3 Skin Irrit. 2	-	-		15 (30°C) 50,5 (60°C)
Butanal	123-72-8	-	650 (øjens- luftvejsirritation)	(som LCI- værdien)		19 (30°C) 12 (60°C)
Pentanal (valeraldehyd)	110-62-3	-	800 (øjens- luftvejsirritation)	(som LCI- værdien)		7,2 (60°C)
Hexanal	66-25-1	-	900 (øjens- luftvejsirritation)	(som LCI- værdien)		29,8 (60°C)
Nonanal	124-19-6	-	900 (øjens- luftvejsirritation)	(som LCI- værdien)		47 (63°C)
Benzaldehyd	100-52-7	Acute Tox. 4	90 (øjens- luftvejsirritation)	(som LCI- værdien)		23,8 (65°C)
Acrolein	107-02-8	Skin Corr. 1B Acute Tox. 1	-	0,1 (lang- tidseksp.) 7 (korttids- eksp) (irritation og cytotox- sitet luft- veje)		4,1 (25°C) 9,6 (35°C)
Butenal (crotonaldehyd)	4170-30-3	Muta. 2 STOT RE 2 Acute Tox. 2 Skin Irrit. 2 Eye Dam. 1 STOT SE 3	5 (øjens- luftvejsirritation)			29,4 (65°C)

Ftalater				DNEL	
Diisobutylftalat	84-69-5	Repr. 1B		420 µg/kg Igv/d (reprotox)	1,3 (32°C)
Di-n-butylftalat (DBP)	84-74-2	Repr. 1B	-	6,7 µg/kg Igv/d (reprotox)	1,5 (32 °C) 0,7 (60°C)
di-ethylhexylftalat (DEHP)	117-81-7	Repr. 1B	-	50 µg/kg Igv/d (reprotox)	1,5 (32 °C) 0,42 (60°C)
Ketoner					
Acetone	67-64-1	Eye Irrit. 2 STOT SE 3	-		361 (60°C)
Ethylmethylketon (2-butanon)	78-93-3	Eye Irrit. 2 STOT SE 3	5000		85 (60°C)
Methylisobutylketon	108-10-1	Eye Irrit. 2 STOT SE 3 Acute Tox. 4	(830/ 3000) (Tysk/ Fransk LCI)		38,1 (60°C)
Methylhexanon	110-12-3	Acute Tox 4	-		117 (60°C)
Øvrige stoffer					
Ethanol	64-17-5	-	-		300 (65°C)
Phenol	108-95-2	Skin Corr 1B Acute Tox 3 STOT RE 2 Muta 2	(10/ 20) (Tysk/ Fransk LCI)		194 (63°C)
Methylpyrrolidon	872-50-4	Repr 1B Eye Irrit. 2 Skin Irrit. 2 STOT SE 3	400 (Foreløbig EU LCI)		425 (65°C)
Caprolactam	105-60-2	Eye Irrit. 2 Skin Irrit. 2 STOT SE 3 Acute Tox 4	300 (luftvejsirritation)		96 (60°C)

*http://www.eu-lci.org/EU-LCI_Website/EU-LCI_Values.html

** ved angivelse af Acute Tox klassificeringen er den mest restriktive klassificering angivet i tilfælde stoffet er klassificeret i flere Acute Tox kategorier ved klassificering for flere eksponeringsveje

(1) WHO (2000)

(2) WHO (2010)

For kulbrinterne ses, at det særligt er de neurotoksiske effekter, der er kritiske, og som er bestemmende for de fastsatte tolerable eksponeringsniveauer. En undtagelse er det kræftfremkaldende stof benzen. Her angiver WHO (2010) i deres retningslinjer for indendørs luft-

kvalitet, at et benzenniveau på 0,17 µg/m³ svarer til en øget livstidsrisiko for cancerudvikling på 1 ud af en million. Endvidere kan det nævnes, at EU for udeluften har fastsat en grænseværdi for benzen på 1 µg/m³ for at beskytte befolkningen mod kræftfremkaldende effekter.

For aldehyderne er det især de øjen- og luftvejsirriterende effekter, der er problematiske, og som er bestemmende for deres tolerable eksponeringsniveauer.

For ketonernes vedkommende, samt for phenol, methylpyrrolidon og caprolactam, angiver klassificeringen, at det mest sandsynligt er øjen- og luftvejsirritation, der er de kritiske effekter, og som vil optræde ved de laveste koncentrationer i luften.

For phenol er der i Tyskland og Frankrig fastsat forholdsvis lave LCI-værdier på 10 henholdsvis 20 µg/m³. Baggrunden for disse værdier fremgår ikke umiddelbart. EU's videnskabelige komité for anbefalinger til grænseværdier i arbejdsmiljøet fastsatte i 2003 en 15-minutters værdi på 16 mg/m³ og en 8-times værdi på 8 mg/m³ for at beskytte mod irritationseffekter af slimhinder (SCOEL 2003).

For DBP og DEHP er det stoffernes hormonforstyrrende effekter og deres fosterbeskadigende effekter, der er de kritiske effekter, og som er bestemmende for de tolerable eksponeringsniveauer.

Med udgangspunkt i de målte niveauer og ovenstående betragtninger vurderes følgende afgasningskomponenter umiddelbart at være de mest kritiske i en sundhedsmæssig sammenhæng:

- Benzen (kræftfremkaldende)
- Naphthalen (kræftfremkaldende, øjen- luftvejsirritation)
- Formaldehyd (kræftfremkaldende, øjen- luftvejsirritation)
- Acrolein (øjen- luftvejsirritation, vævsskader i luftvejene ved langtidseksponering)
- Crotonaldehyd (øjen- luftvejsirritation)
- Phenol (øjen- luftvejsirritation)

3.1.2 Toksikologisk testning af kabineluft fra biler

Fremfor at se på enkeltstoffer fra afgasningen og deres toksikologiske effekter har en af de omtalte referencer i afsnit 2.4.1 udført toksikologiske tests med kabineluften udtaget fra bilerne (Buters et al., 2007). I denne undersøgelse blev der indsamlet luftprøver fra en ny og en gammel bil ved en temperatur i kabinen på 65 °C. Luftprøverne, der indeholdt 10,9 mg VOC/m³ og 1,2 mg VOC/m³ fra den nye, henholdsvis brugte bil, blev derpå ekstraheret med ether, og ekstrakterne blev testet i cellekulturer bestående af humane keratinocytter, humane lungeepithelceller, hamsterlungefibroblastceller samt mastceller fra knoglemarv. Ved eksponering med ekstrakterne kunne der ikke påvises noget toksisk respons i cellekulturerne, bortset fra i mastcellerne, hvor man fandt et øget IgE niveau ved eksponering med ekstraktet fra den nye bil. Ekstrakterne blev derpå testet *in vivo* for allergifremkaldende egenskaber i en LLNA test med mus (Local Lymph Node Assay), men uden nogen effekt. Undersøgelsen afdækkede således ikke nogen markante toksiske effekter til brug i en farligheds- og risikovurderingssammenhæng. Det skal dog bemærkes, at den anvendte ekstraktionsmetode ikke har kunnet opsamle aldehyder, hvorfor et evt. toksisk respons herfra ikke har kunnet eftervises.

De af Buters et al. anvendte metoder til vurdering af effekter af luftforurening er usædvanlige, og valgene og relevans af metoderne er ikke begrundet nærmere i undersøgelsen. Dette gør det vanskeligt at bedømme betydningen af undersøgelsens resultater. I forbindelse med en egentlig fare- og risikovurdering anses det derfor mere velbegrunderet at vurdere luften ud fra de målte indhold af de enkelte komponenter i luften.

3.2 Opstilling af eksponeringsscenarier

Blandt de stoffer der afgasser i størst mængde, er der som nævnt ovenfor en række stoffer, der kan forårsage alvorlige sundhedsskadelige påvirkninger. For alle stofferne gælder, at der foreligger tolerable eksponeringsniveauer, som kan anvendes ved vurdering af konkrete eksponeringsscenarier.

Eksponeringsvej

Fokus i projektet er afgasning af VOC-stoffer til kabineluften i bilerne, hvorfor indånding må anses som den altdominerende eksponeringsvej for stofferne.

For ftalaterne, der betegnes som SVOC stoffer, vil eksponeringen endvidere afhænge af indholdet af ftalater i støvet i kabinen, idet især hændernes kontakt med kabinens overflader vil kunne samle støv, som derefter - især for småbørn – kan blive indtaget oralt i forbindelse med, at barnet sutter på fingrene.

Målgruppe

Målgruppe for eksponering er både føreren af bilen og dens passagerer. For passagerer bør der endvidere tages hensyn til børn, idet børn anses for at være særligt følsomme for visse kemiske stoffer (fx stoffer der påvirker nervesystemet eller hormonsystemet). Dette afspejles også ved, at de tolerable niveauer for de målte neurotoksiske stoffer er fastsat lavere end for voksne (MST, 2016a).

For små børn (1-3 års alderen) og deres orale eksponering for støv antages, at de pr. dag indtager 100 mg støv (MST, 2016b), primært gennem sutten på fingre og genstande. Som udgangspunkt anvendes denne værdi som et worst-case scenarie for indtag af kabinestøv fra ophold i bilen.

Eksponeringsvarighed

M.h.t. varighed af scenariet vurderes dette at være meget variabelt alt efter brugernes behov for transport i hverdagen. Som udgangspunkt for scenariet vælges derfor at anvende en daglig opholdstid i bilen på 2 x 1 time, idet dette kan være et realistisk scenarie for personer, der pendler hver dag. I dette scenarie vil det dels være relevant at forholde sig til niveauerne af luftvejs- og øjenirriterende stoffer, og dels til stoffer der ved gentagen og længerevarende eksponering kan medføre sundhedsskader, fx kulbrinterne.

Da stofkoncentrationerne i kabinen vil være stærkt forhøjede, når bilen har været parkeret i solen, vurderes det også vigtigt at forholde sig til de forhøjede niveauer i kabinen i det korte tidsrum, udsættelsen kan vare, ved indstigning og indtil bilen er blevet ventileret. Dette scenarie skal især tage hensyn til effekter fra akutvirkende stoffer som fx aldehyderne m.h.t. deres slimhindeirriterende effekter (øjne/luftveje).

Eksponeringsniveauer

Som udgangspunkt for eksponeringsniveauerne anvendes:

- måledata tabel 2 (niveauer (primært kulbrinter) efter parkering i solen (ved 60-65 °C))
- måledata tabel 4 (niveauer (primært kulbrinter) 24 timer efter produktionsfærdiggørelse (ved 21-25 °C))
- måledata tabel 5 (måling af aldehydniveauer i biler)
- måledata tabel 6 (måling af ftalater (DBP, DEHP) i biler)

For de akutvirkende stoffer (aldehyderne) vil det som en worst-case situation være relevant at forholde sig til, om den koncentration, der er opbygget i kabinen, og som man umiddelbart udsættes for ved indstigning, kan medføre gener i form af irritation.

For stoffer, hvor det ikke er den korte spidskoncentration, men gennemsnitskoncentrationen over en vis tid, der er af betydning for de toksiske effekter, er det mere relevant at kende den samlede eksponering over en vis tidsperiode, fx den time transporten varer. I et sådant scenarie vurderes den største eksponering at forekomme ved kørsel i en bil, hvor man ikke umiddelbart foretager udluftning pga. af høj temperatur, eller skruer bilens varme- og ventilationssystem op på højt niveau.

I forbindelse med indstigning og kørsel i bil ved temperaturer, hvor der ikke åbnes for ventilationen, vil der som følge af undertryk og utætheder i bilen automatisk opstå et vist luftskifte i kabinen. Luftskiftet i bilen afhænger af bilens hastighed og dermed den ydre vindfaktor, den påvirkes af, kabinens størrelse, og om bilens ventilationssystem er sat til at recirkulere luften eller ej.

Litteraturen angiver store forskelle på ventilationen i biler. For biler, hvor vinduer og døre er lukkede og ventilationen er slået fra, angives luftskifte helt ned til 1 gang i timen, når bilen holder stille. Ved kørsel stiger luftskiftet markant (Ott et al., 2008; Park et al., 1998; Fruin et al., 2012). Ud fra disse referencer vurderes et luftskifte på ca. 2 gange pr. time som et nedre niveau for ventilation ved ophold/kørsel i bilen.

Et sådant scenarie kunne fx være aktuelt i forbindelse med bykørsel, hvor ventilationen sættes på recirkulering for at undgå udefrakommende luftforurening.

Beregning af eksponeringsniveauet over tid

Såfremt startkoncentration, emissionshastighed, kabinevolumen og ventilationshastighed kendes, kan luftkoncentrationen på et givent tidspunkt beregnes ved:

$$C_{i(t)} = C_{i(t=0)} \times e^{-\lambda t} + (E_i / V) / \lambda \times (1 - e^{-\lambda t})$$

Hvor:

$C_{i(t)}$: koncentrationen af stoffet i til tiden t i kabinen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

$C_{i(t=0)}$: koncentrationen af i til tiden $t = 0$ i kabinen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), dvs. koncentration ved indstigning

λ : luftskifte i kabinen (antal gange per time, t^{-1})

t : varigheden af ophold i bilen (timer, t)

E_i : emissionshastigheden for et stof ($\mu\text{g}/\text{t}$)

V : bilkabinens volumen (m^3)

Data for de enkelte parametre kan imidlertid være vanskelige at opnå fra de enkelte undersøgelser. Undersøgelsen af Brodzik et al. (2014) giver imidlertid mulighed for at komme med et estimat for emissionshastigheden for stofferne, idet de målte niveauer er niveauer, der er opbygget inden for de første 24 timer efter endt produktion af bilen. Dvs. emissionshastigheden E_i kan beregnes ud fra den målte koncentration divideret med antal timer, bilen har stået tillukket inden målingen (da der ikke er angivet en konkret tid i Brodzik et al. (2014), formodes at bilerne i gennemsnit har stået 12 timer inden målingen). Derudover angiver Brodzik et al. (2014) bilkabinens volumen til at være ca. $2,4 \text{ m}^3$ for bilerne.

Hvis det dernæst antages, at luftskiftet i bilen, som beskrevet i scenariet ovenfor, er forholdsvis lavt, fx 2 gange pr. time, kan koncentrationen efter 1 times ophold/kørsel beregnes.

Eksempel:

Brodzik et al. (2014) målte det højeste toluen-niveau til $118 \mu\text{g}/\text{m}^3$, efter at en bil havde stået med lukkede døre og vinduer efter produktionsfærdiggørelsen (antaget standtid 12 timer). Den samlede emission af toluen kan beregnes til $V \times \text{konc} = 2,4 \text{ m}^3 \times 118 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 283 \mu\text{g}$ toluen. Dette svarer til en emissionshastighed, E_i på $283 \mu\text{g} / 12 \text{ t} = 24 \mu\text{g}/\text{t}$.

Koncentrationen efter en time i bilen ved et luftskifte på 2 gange pr. time kan derpå beregnes til:

$$C_{i(t)} = C_{i(t=0)} \times e^{-\lambda t} + (E_i / V) / \lambda \times (1 - e^{-\lambda t})$$

hvor det første led repræsenterer faldet i koncentrationen for udgangskoncentrationen $118 \mu\text{g}/\text{m}^3$ frem til t_1 , mens andet led repræsenterer det koncentrationsbidrag, der opnås som følge af den fortsatte emission frem til tiden t_1 .

$$C_{i(t)} = 118 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times e^{-2 \times 1} + (24 \mu\text{g}/\text{t} / 2,4 \text{ m}^3) / 2 \times (1 - e^{-2 \times 1})$$

$$C_{i(t)} = 16 \mu\text{g}/\text{m}^3 + 4,3 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 20,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$$

Dvs. at koncentrationen efter 1 times kørsel i bilen er faldet fra $118 \mu\text{g}/\text{m}^3$ til $20,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Jo længere tid man opholder sig i bilen, vil størrelsen $(1 - e^{-\lambda t})$ gå mod 1, idet $e^{-\lambda t}$ bliver uendelig lille med stigende værdi for t . Det maksimalt opnåelige koncentrationsbidrag fra emissionen kan da beregnes ud fra $(E_i / V) / \lambda$ sv.t. $(24 \mu\text{g}/\text{t} / 2,4 \text{ m}^3) / 2 \text{ t}^{-1} = 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ved større luftskifte end 2 gange pr. time vil bidraget blive tilsvarende mindre. Det betyder, at det i høj grad vil være den koncentration, der er opbygget, mens bilen står stille, der vil være af betydning for den samlede eksponering også under kørslen.

En umiddelbar og grov estimering af gennemsnitskoncentrationen under 1 times kørsel kan opnås ved at summere start og slutkoncentrationen og dividere med 2 (dvs. $(118 \mu\text{g}/\text{m}^3 + 20,3 \mu\text{g}/\text{m}^3) / 2 = 69 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Denne værdi vil imidlertid være en overestimering, da grafen for koncentrationsniveauet er sublineær. Et mere præcist estimat vil kunne fås ved at beregne koncentrationerne yderligere efter 15, 30 og 45 minutter (dvs. inddele kurven i flere lineære intervaller). Ved en sådan tilgang kan en gennemsnitskoncentration på $57,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ beregnes $(118 \mu\text{g}/\text{m}^3 + 73,6 \mu\text{g}/\text{m}^3 + 46,6 \mu\text{g}/\text{m}^3 + 30,2 \mu\text{g}/\text{m}^3 + 20,3 \mu\text{g}/\text{m}^3) / 5 = 57,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Dette svarer således til ca. 50 % af udgangskoncentrationen.

Det er ikke muligt fra de øvrige undersøgelser, modsat fra undersøgelsen af Brodzik et al. (2014), at estimere emissionshastigheder for afgangskomponenter og dermed vurdere forløbet af koncentrationen over tid. På den baggrund vurderes det rimeligt i forbindelse med eksponeringsberegning og risikovurdering for alle målinger af øvrige stoffer ved de lavere temperaturer i området $20-30 \text{ }^\circ\text{C}$ at estimere gennemsnitsniveauet over 1 time til 50 % af det målte udgangsniveau ved indstigning i bilen.

4. Eksponeringsvurdering og risikovurdering

4.1 Eksponeringsvurdering

Som beskrevet under diskussionen af eksponeringsscenarier vurderes det relevant med eksponeringsvurderinger for to typer scenarier:

Scenarie 1 (kortvarigt ophold i varm bil):

Indstigning i en varm bil, der har stået i solen, og kortvarig (maksimalt 2 minutter) eksponering for den spidskoncentration, der er i kabinen, inden den når at blive udluftet:

Som vurderingsgrundlag for dette scenarie anvendes de målte værdier ved 60 – 65 °C angivet i tabel 8.

Scenarie 2 (daglig pendlerkørsel):

Transport i bilen 2 x 1 time dagligt ved en temperatur omkring 20 °C, hvor vinduer og ventilationsanlæg holdes lukket, og hvor der er et luftskifte i kabinen på gennemsnitligt 2 gange pr. time.

Ved eksponeringsvurdering for kulbrinter anvendes de målte niveauer ved 21-23 °C fra tabel 8. Disse værdier er de nyeste data, der er fundet under litteraturgennemgangen i kapitel 2 for biler på det europæiske marked, og data der er fra undersøgelsen af Brodzik et al. (2014), gør det endvidere muligt at estimere en emissions hastighed for stofferne og dermed koncentrationsforløbet over tid i kabinen (se fremgangsmåden angivet i afsnit 3.2).

Som anført i eksemplet vil den gennemsnitlige koncentration over en time tilnærmelsesvis svare til halvdelen af udgangskoncentrationen ved indstigning, hvorfor værdierne i tabel 8 kan ganges med 0,5 for at opnå et gennemsnitligt eksponeringsestimat.

4.2 Risikovurdering

Risikovurderingen af de to eksponeringsscenarier foretages ved at sammenligne det målte/beregnete eksponeringsniveau for et afgangsstof med det anførte tolerable eksponeringsniveau for stoffet og ud fra dette beregne en risikokarakteriseringsratio:

$$RCR_{(1)} = \text{Eksponeringsniveau}_{(1)} (\mu\text{g}/\text{m}^3) / \text{Tolerabelt eksponeringsniveau}_{(1)} (\mu\text{g}/\text{m}^3)$$

Hvis den beregnede RCR værdi overstiger 1 betyder det, at eksponeringen overskrider det tolerable niveau, hvilket er udtryk for, at der kan være risiko i det konkrete scenarie. Er RCR-værdien under 1, vurderes der umiddelbart ikke at foreligge nogen risiko.

For stoffer med ensvirkende effekter, og hvor virkningsmekanismen kan formodes at være identisk, foretages endvidere addition af RCR-bidragene for at vurdere, om den samlede eksponering med flere ensvirkende stoffer giver anledning til risiko (dvs. $RCR_{sum} > 1$):

$$RCR_{sum} = RCR_1 + RCR_2 + RCR_3 + \dots + RCR_n$$

Det er således muligt, at der samlet set kan være en risiko, når bidragene fra flere stoffer med RCR-værdier under 1 lægges sammen.

Afgasningsmålingerne viser, at der måles mange stoffer samtidig, hvorfor additionsbetragtninger må anses for særdeles relevante.

4.2.1 Risikovurdering af scenarie 1 (kortvarigt ophold i varm bil)

I dette scenarie er det især relevant at fokusere på de akuttoksiske effekter, dvs. irritation af øjne og luftveje, da disse effekter er stærkt koncentrationsafhængige, idet selv kortvarig eksponering for høje niveauer kan fremkalde effekterne. Det betyder, at risikovurderingen bør fokuseres på de stoffer, der har akuttoksiske effekter som fx irritationseffekter som de mest kritiske effekter. Ud fra tabel 8 kan det ses, at dette drejer sig om aldehyderne, ketonerne, methylpyrrolidon, caprolactam og phenol.

Nedenfor i tabel 9 er de målte niveauer og de tolerable niveauer angivet for stofferne samt de beregnede RCR-værdier, og RCR-værdier over 1 (risiko) er fremhævet med **fed**.

Tabel 9 Risikovurdering af spidskoncentrationer fra øjen-/luftvejsirriterende afgasningskomponenter, scenarie 1

	CAS	Harmoni- seret EU sundheds- Klassificie- ring*	Tolerable ekspone- ringsniveauer µg/m3	Målte niveauer i biler µg/m3	RCR Værdi
Aldehyder					
Formaldehyd	50-00-0	Carc. 1B Muta. 2 Acute Tox. 3 Skin Corr. 1B Skin Sens. 1	100 (øjen-/luftvejsirritation)	250-350 (60°C)	2,5 – 3,5
Acetaldehyd	75-07-0	Carc. 2 Eye Irrit. 2 STOT SE 3	1200 (øjen-/luftvejsirritation)	86,8 (60°C)	0,07
Propanal	123-38-6	Eye Irrit. 2 STOT SE 3 Skin Irrit. 2	-	50,5 (60°C)	-
Butanal	123-72-8	-	650 (øjen-/luftvejsirritation)	12 (60°C)	0,02
Pentanal (valeraldehyde)	110-62-3	-	800 (øjen-/luftvejsirritation)	7,2 (60°C)	0,001
Hexanal	66-25-1	-	900 (øjen-/luftvejsirritation)	29,8 (60°C)	0,03
Nonanal	124-19-6	-	900 (øjen-/luftvejsirritation)	47 (63°C)	0,05
Benzaldehyd	100-52-7	Acute Tox. 4	90 (øjen-/luftvejsirritation)	23,8 (65°C)	0,27
Acrolein	107-02-8	Skin Corr. 1B Acute Tox. 1	7 (kortidsværdi, MST 2016)	9,6 (35°C)	1,37
Butenal (crotonaldehyd)	4170-30-3	Muta. 2 STOT RE 2 Acute Tox. 2 Skin Irrit. 2 Eye Dam. 1 STOT SE 3	5 (øjen-/luftvejsirritation)	29,4 (65°C)	5,9

Ketoner						
Acetone	67-64-1	Eye Irrit. 2 STOT SE 3	-	361 (60°C)		
Ethylmethylketon (2-butanon)	78-93-3	Eye Irrit. 2 STOT SE 3	5000	85 (60°C)		0,02
Methylisobutylketon	108-10-1	Eye Irrit. 2 STOT SE 3 Acute Tox. 4	(830/ 3000) (Tysk/ Fransk LCI)	38,1 (60°C)		0,045
Methylhexanon	110-12-3	Acute Tox 4	-	117 (60°C)		-
Øvrige stoffer						
Methylpyrrolidon	872-50-4	Repr 1B Eye Irrit. 2 Skin Irrit. 2 STOT SE 3	400 (Foreløbig EU LCI)	425 (65°C)		1,1
Caprolactam	105-60-2	Eye Irrit. 2 Skin Irrit. 2 STOT SE 3 Acute Tox 4	300 (luftvejsirritation)	96 (60°C)		0,32
Sum RCR for irriterende potentiale						10,6 – 11,6
Phenol	108-95-2	Skin Corr 1B Acute Tox 3 STOT RE 2 Muta 2	10 (Tysk LCI)	194 (63°C)		19,4

RCR-værdier over 1 er fremhævet med **fed**.

Som det ses, er RCR-værdierne større end 1 for stofferne formaldehyd, acrolein, crotonaldehyd og methylpyrrolidon, hvilket indikerer, at der kan være risiko for, at der optræder øjen-/luftvejsirritation fra disse stoffer. Det skal endvidere bemærkes, at for acrolein er spidskoncentrationen på 9,6 µg/m³ målt ved 35 °C (ingen data for højere temperaturer), hvorfor niveauet må forventes at være væsentligt højere ved ca. 60 °C, og dermed kan medføre en endnu højere RCR-værdi.

Såfremt RCR-bidragene fra alle de luftvejsirriterende stoffer adderes, opnås en samlet RCR-værdi på 10,6 – 11,6, hvilket yderligere underbygger risikoen for irritation.

Det er ikke umiddelbart klarlagt, hvad der er baggrunden for den lave tyske acceptværdi for phenol på 10 µg/m³, som medfører en meget høj RCR-værdi på 19,4; men det formodes, at det også drejer sig om beskyttelse mod irritation af øjne og luftveje.

Selvom der i scenariet er tale om en meget kortvarig udsættelse, angiver de høje RCR-værdier, at det er sandsynligt, at man ved indstigning i en varm bil kan føle irritation af øjne og luftveje pga. afgasning af disse stoffer. En evt. irritationsfølelse vil dog være meget kortvarig, idet igangsættelse af ventilation og udluftning hurtigt vil reducere niveauerne markant inden for de første minutter.

Under parkering med lukkede vinduer og med ventilationen slukket vil der dog igen opbygges høje koncentrationer i kabinen. Dette må forventes at kunne ske i de første mange måneder af en bils 'liv'.

Kulbrinter

Eksponeringen for kulbrinter (se tabel 8) vurderes kun at have mindre betydning i forbindelse med risikoen for irritationseffekterne i dette scenarie. For kulbrinter anses det at være de kroniske neurotoksiske effekter, der er de mest kritiske. Her vurderes det ikke relevant at sammenholde spidskoncentrationerne med de tolerable eksponeringsniveauer for stofferne, da de tolerable eksponeringsniveauer er i relation til beskyttelse for kroniske effekter, hvor det er den gennemsnitlige daglige eksponering, der er af betydning for frembringelse af effekten. Dvs. kortvarig (ca. 2 minutter) udsættelse for særligt forhøjede niveauer af kulbrinterne (som angivet i scenarie 1) vurderes kun at give et ubetydeligt ekstrabidrag i forhold til længere tids ophold (2 timer i scenarie 2) med mere moderate forhøjede niveauer

Aromatiske kulbrinter kan dog ved kortvarig udsættelse ved kraftigt forhøjede niveauer medføre irritation af øjne og luftveje. Disse effekter fremkommer dog ved niveauer, der ligger betydeligt over lugtkoncentrationerne for disse stoffer. Xylener og styren er de mest lugtpotente aromatiske kulbrinter fra tabel 8. I litteraturen er der angivet lugtgrænser på henholdsvis 160 µg/m³ og 130 µg/m³ for disse to stoffer, hvilket betyder, at disse stoffer kan lugtes ved de anførte spidskoncentrationer.

Samlet vurdering scenarie 1

Det vurderes, at der primært som følge af eksponeringen for de øjen- og luftvejsirriterende aldehyder samt bidrag fra øvrige luftvejsirriterende stoffer (fx phenol og methylpyrrolidon) kan være risiko for, at der kan forekomme kortvarige irritationsgener.

4.2.2 Risikovurdering af scenarie 2 (daglig pendlerkørsel)

I dette scenarie risikovurderes gennemsnitskoncentrationer af stofferne gennem 2 x 1 times kørsel i forhold de tolerable eksponeringsniveauer for stofferne. Da de anførte tolerable eksponeringsniveauer er et udtryk for den gennemsnitlige eksponering over et døgn, omregnes de målte niveauer således til døgnværdier, hvilket er angivet i kolonnen "eksponering gennemsnitligt over 1 døgn". For dette scenarie vurderes følgende effekter at være de mest kritiske i forbindelse med risikovurderingen: kræftfremkaldende effekter (benzen, naphthalen, formaldehyd, acetaldehyd), kronisk neurotoksiske effekter (kulbrinterne), påvirkning af øjne og luftveje m.h.t irritation og vævstoksiske effekter (aldehyderne, naphthalen). For ftalaterne udgør de reproduktionstoksiske effekter de mest kritiske effekter.

I tabel 10 er de målte niveauer og de tolerable niveauer angivet for stofferne samt de beregnede RCR-værdier, og RCR-værdier over 1 (risiko) er fremhævet med **fed**.

Tabel 10 Risikovurdering af daglig gennemsnitseksposering for afgasningskomponenter, scenarie 2

	CAS	Harmoni- seret EU sundheds- Klassifice- ring	MST (2016a+b) µg/m ³	Målte niveauer i biler µg/m ³	Eksposering gennemsnitligt over 1 døgn* µg/m ³	RCR
<i>Kulbrinter, kræftfremkaldende effekt</i>						
Benzen	71-43-2	Carc. 1A Muta. 1B STOT RE 1 Eye Irrit. 2 Skin Irrit. 2 Asp. Tox. 1	0,17 (WHO 2010 (kræft))	11,3 (21-23°C)	0,47	2,76
Naphthalen	91-20-3	Carc. 2 Acute Tox. 4	10 (WHO 2000)	7,4 (21-23°C)	0,31	0,03
<i>Kulbrinter, neurotoksicitet</i>						
Toluen	108-88-3	Repr. 2 STOT RE 2 STOT SE 3 Skin Irrit. 2 Asp. Tox. 1	725 (neurotoksici- tet)	118 (21- 23°C)	4,92	0,007
Ethylbenzen	100-41-4	STOT RE 2 Acute Tox. 4 Asp. Tox. 1	200 (neurotoksici- tet)	72,4 (21-23°C)	3,0	0,015
Xylener (<i>o</i> -, <i>m</i> -, <i>p</i> - isomerer)	1330-20-7	Acute Tox. 4 Skin Irrit.2	125 (neurotoksici- tet)	425 (21-23°C)	17,8	0,14
Styren	100-42-5	Repr. 2 STOT RE 1 Acute Tox. 4 Skin Irrit. 2 Eye Irrit. 2	175 (neurotoksici- tet)	4,3 (21-23°C)	0,18	0,001
<i>RCR_{sum} (neurotoksicitet)</i>						0,163
C7-C12 kulbrinter Sv.t. aromatiske kul- brinter + alifatiske + alicycliske alkaner	-	STOT RE1 (mineralsk terpentin)	1425 (neurotoksici- tet)	2436 (21-23°C)	102	0,07

<i>Aldehyder, øjen- og luftvejsirriterende og kræftremkaldende effekter</i>						
Formaldehyd	50-00-0	Carc. 1B Muta. 2 Acute Tox. 3 Skin Corr. 1B Skin Sens. 1	100	86,8 (24°C)	3,6	0,04
Acetaldehyd	75-07-0	Carc. 2 Eye Irrit. 2 STOT SE 3	1200	20,9 (24°C)	0,87	0,0007
Propanal	123-38-6	Eye Irrit. 2 STOT SE 3 Skin Irrit. 2	650	15 (30°C)	0,63	0,001
Butanal	123-72-8	-	650	19 (30°C)	0,04	0,00006
Acrolein	107-02-8	Skin Corr. 1B Acute Tox. 1	0,1 langtids- værdi	4,1 (25°C)	0,17	1,7
<i>RCR_{sum} aldehyder</i>						1,74
<i>Ftalater, reproductionstoksiske effekter</i>			RAC/ECHA			
Diisobutylftalat	84-69-5	Repr. 1B	420 µg/kg lgv/d	0,054 (30°C)	0,0013** µg/kg lgv/d	0,000003
Di-n-butylftalat (DBP)	84-74-2	Repr. 1B	6,7 µg/kg lgv/d	0,063 (30°C)	0,0015** µg/kg lgv/d	0,0002
di-Ethylhexylftalat (DEHP)	117-81-7	Repr. 1B	50 µg/kg lgv/d	0,063 (30°C)	0,0015** µg/kg lgv/d	0,00005
<i>RCR_{sum} ftalater</i>						0,00025

*Det gennemsnitlige koncentrationsbidrag pr. døgn er beregnet ud fra den målte koncentration x 0,5 (for at opnå gennemsnit over en time) x 2t / 24 t

**beregnet dosis efter 2 timers indånding for gravid kvinde med indåndingsvolumen på 0,2 L/min/kg (NMR 2011)

For enkeltstofferne ses det, at benzen (kræftremkaldende effekt) og acrolein (vævstoksiske effekter på luftvejene) overskrider en RCR-værdi på 1. Derudover overstiger summen af RCR-værdier for aldehyder 1 (dette primært som følge af RCR for acrolein).

For kulbrinter og neurotoksiske effekter udgør RCR-bidraget for xylene langt den største andel med en RCR-værdi på 0,14.

For ftalaterne udgør indåndingsbidraget for disse en forsvindende lille andel i forhold til de tolerable niveauer for stofferne ($RCR_{sum} = 0,00025$).

Benzen

Den anførte RCR-værdi for benzen skal ses i relation til, at det tolerable eksponeringsniveau på $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ er et eksponeringsniveau, der gennem livslang eksponering svarer til en øget livstidsrisiko for cancer på 1 ud af en million.

I andre sammenhænge, fx krav til udeluftens indhold for benzen, gælder en årlig gennemsnitsværdi på $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (MM 2011), idet der udover de sundhedsmæssige hensyn også indgår pragmatiske hensyn m.h.t. niveauerne i byer. Umiddelbart vurderes det ikke, at afgangning fra bilens kabine vil være den væsentligste kilde til eksponering for benzen, idet luften i tæt trafikerede områder vil indeholde væsentligt højere niveauer end $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Også små utætheder i bilens brændstofs-system vil kunne medføre væsentligt højere niveauer af benzen i kabinen end de her målte, som alene afspejler benzenafgasningen fra kabinens komponenter.

Acrolein

Acrolein adskiller sig fra de andre aldehyder ved, at alkylkæden er umættet, dvs. der optræder en dobbeltbinding i molekylestrukturen, hvilket gør stoffet ekstra reaktivt (MST, 2016b). Der er således ved meget lave eksponeringsniveauer observeret akut luftvejsirritation hos mennesker (ved kortvarig eksponering), og ved længerevarende eksponering kan påvirkningen udvikle sig til vævskader i lungerne, hvilket er set i forsøgsdyr. På baggrund af de toksikologiske data har WHO/CICAD (2002) foreslået et tolerabelt eksponeringsniveau på $0,1-0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for langtids-eksponering, mens den amerikanske organisation ATSDR derudover har foreslået et tolerabelt eksponeringsniveau på $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for eksponeringsvarighed under 14 dage (ATSDR 2007).

Andre aldehyder

Fra tabel 9 ses, at den højeste RCR-værdi m.h.t. spidskoncentrationer opnås for aldehydet cronaldehyd, der ligesom acrolein har en umættet alkylkæde, og som derfor er særligt reaktivt. Der er ikke fundet måledata for dette stof ved lavere temperaturer, men selv forholdsvis lille afgangning af dette stof kan betyde en RCR-værdi over 1, idet det tolerable eksponeringsniveau for stoffet er $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Dernæst ses formaldehyd blandt de øvrige aldehyder at bidrage med den højeste RCR-værdi på 0,04.

Ftalater

Af de beregnede RCR værdier for ftalater ($RCR_{sum} = 0,00025$) ses, at eksponeringen er så lav, at den ikke har nogen sundhedsmæssig betydning.

Samlet vurdering scenarie 2

For dette scenarie vurderes aldehyderne, især acrolein, at kunne føre til niveauer i kabinen, der kan medføre risiko for effekter i luftvejene.

Det skal dog bemærkes, at risikovurdering af evt. afgangning af phenol ikke indgår i vurderingen, da der savnes afgangningsdata ved temperaturer relevante for dette scenarie.

4.2.3 Diskussion af risikovurderingerne

4.2.3.1 Usikkerheder, begrænsninger og manglende viden

Eksponeringsscenarier og eksponeringsvurdering

Der kan være store usikkerheder forbundet med at opstille eksponeringsscenarier for afgasningskomponenterne i bilernes indeklime. I dette projekt har det været afgørende at fokusere alene på eksponeringen fra afgasningskomponenterne fra kabinematerialer i nye biler og ikke vurdere luftkvaliteten under kørsel. Luftkvaliteten i kabinen under kørsel vil desuden være påvirket af evt. afgasning fra bilens brændstofs-system samt af komponenter fra bilens egen og andre bilers udstødningsgasser.

Da der ikke fundet undersøgelser, der helt specifikt undersøger førerens/passagerens eksponering for afgasningskomponenter fra en ny bil i konkrete brugerscenarier, har det været nødvendigt at opstille en række antagelser ved de to scenarier, der er angivet i denne rapport, fx i forbindelse med eksponeringsvarighed og luftskifte i kabinen. Disse scenarier belyser dels kortvarig eksponering for stærkt forhøjede niveauer af afgasningskomponenter fremkommet ved indstigning i bilen ved meget høj temperatur, dels en gennemsnitlig eksponering over 2 timer pr. dag ved kørsel i bilen ved almindelig temperatur uden ventilation og med lukkede vinduer.

Endelig er der usikkerheder ved omregning af måledata fra forskellige referencer til eksponeringsværdier i de opstillede scenarier, idet målingerne ikke er foretaget under ensartede omstændigheder, så de målte niveauer, der angives i de forskellige referencer, ikke er fuldt sammenlignelige. Valgene, der er truffet i disse sammenhænge, er dog foretaget på en måde, som vurderes at afspejle realistiske worst-case betingelser.

Fare- og risikovurdering

Fare- og risikovurderingen er foretaget på et screeningsniveau, idet farevurderingen er begrænset til fareklassificering af stofferne og opslag i et begrænset udvalg af litteratur m.h.t. oplysninger om tolerable eksponeringsniveauer.

I forbindelse med risikovurderingen har det været nødvendigt for de fleste af stofferne at benytte det tolerable eksponeringsniveau, der generelt er et udtryk for 24 times kontinuerlig eksponering for både en meget kortvarig eksponering i scenarie 1 (2 minutter) såvel som for scenarie 2, der repræsenterer den gennemsnitlige daglige eksponering. Dette forhold vurderes især at gøre vurderingen ved brug af scenarie 1 meget konservativ.

Trods disse usikkerheder, der i stor udstrækning påvirker de forskellige stoffer ens, vurderes det alligevel, at det - ud fra den forhåndenværende litteratur og med den anvendte tilgang til eksponerings- og risikovurderingen - har været muligt at udpege de mest kritiske stoffer i forbindelse med afgasning fra nye biler.

4.2.3.2 Konklusion af risikovurderingen

Scenarie 1 repræsenterer kortvarig eksponering for høje niveauer af afgasningskomponenter som følge af indstigning i ophedet bil, der har stået parkeret i solen. Her vurderes, at der kan være risiko for kortvarige gener med øjen- og luftvejsirritation. Dette skyldes primært afgasning af aldehyder, hvor især afgasning af acrolein og crotonaldehyd kan være afgørende samt afgasning af phenol.

Scenarie 2 repræsenterer daglig kørsel i bilen 2 x 1 time med lukket ventilationsanlæg og lukkede vinduer. For dette scenarie vurderes afdampning af aldehyder ligeledes at være mest kritisk, idet det tolerable eksponeringsniveau m.h.t. langtidseksponering for acrolein kan blive overskredet, hvilket dermed indikerer risiko for skadelige effekter på luftvejene.

Det skal dog understreges, at begge scenarier bør anses som worst-case scenarier, og at eksponeringsniveauerne kan nedbringes betydeligt ved udluftning af bilen enten ved kortvarigt at åbne vinduet eller ved at igangsætte ventilationsanlægget.

5. Perspektivering

5.1 Begrænsninger i den indhentede viden om afgangning til bilers indeklima

Formålet med dette for-projekt har været at identificere relevant litteratur og give et overblik over de mest betydende komponenter, der afgasser fra kabinematerialerne i nye biler. Der er i den fundne litteratur fokuseret på opstilling af de stoffer, der afgasser i størst omfang.

Da detektion af forskellige stoffer kræver forskellige opsamlings- og analysemetoder, kan der være en skævhed i hvilke stoffer, der er rapporteret i litteraturen, idet der ofte vil være en tendens til at fokusere på stoffer, fx BTEX, der tidligere er fundet. Det kan derfor ikke udelukkes, at man i litteraturen kan have overset nogle kritiske afgasningskomponenter.

Endvidere har det valgte fokus for dette projekt været VOC, hvorfor der ikke er foretaget systematisk søgning efter data for SVOC eller andre indholdskomponenter i kabinematerialer eller i støv, der evt. kan påvirke indeklimaet i bilen, fx visse flammehæmmere, nitrosaminer eller biocider (chlorpyrifos, diazinon, fenobucarb) samt andre typer semi-flygtige eller polære stoffer, som er vanskelige stoffer at analysere ved hjælp af de anvendte metoder. Fx har nitrosaminer sundhedsskadelige og kræftfremkaldende effekter og er kendt for at kunne afgasse fra genbrugsmaterialer af gummiprodukter, herunder gulvmåtter (som også kan findes i nye biler).

Der er i litteraturen identificeret en del undersøgelser af VOC i nye bilers indeklima fra Japan, Kina og Polen, men mærkelig nok ikke fra store bilproducerende lande som Frankrig, Tyskland og USA. De mest omfattende og fuldstændige oplysninger om VOC analyserne er fundet i de nylige undersøgelser fra Polen. Kun enkelte undersøgelser fra hhv. Japan, Kina, Tyskland og Østrig omfatter formaldehyd, og en enkelt undersøgelse fra Kina omfatter acrolein. Der savnes således mere systematisk viden om afgasning for de forskellige bilmærker, der er aktuelle for det danske marked.

Der findes ingen undersøgelser af nye biler for eddikesyre eller acrolein, som nyligt er identificeret i tæpper, der består af tekstiler og gummi, som også findes i bilinteriører (MST, 2016b).

Der er fundet enkelte undersøgelser for ftalater, bromerede flammehæmmere og fosfatestre, men det er uvist, hvilket niveau nye biler indeholder.

Der er således en del begrænsninger i den indhentede viden om afgasning fra bilinteriører i nærværende projekt – både hvad angår typen og antallet af individuelle stoffer, og hvad angår bilmærker, som er relevante for det danske marked. På baggrund af omfanget af den gennemførte litteratursøgning samt indhentet viden fra projektgruppens internationale kontakter vurderes begrænsningerne at skyldes manglende offentlig tilgængelighed til resultaterne.

Såfremt der ønskes bedre vidensgrundlag m.h.t. afgasningen af VOC og SVOC fra nye biler, vil der derfor være behov for mere systematiske målinger af afgasningen fra forskellige bilmærker inden for deres første leveår.

5.2 Særligt betænkelige stoffer i bilers indeklime

I dette for-projekt er de stoffer, der er fundet at afgasse til bilernes kabine, især vurderet at være kritiske i forhold til øjen- og luftvejsirriterende effekter, fx aldehyder, phenol, methylpyrrolidon og caprolactam. En anden stofgruppe, der også afgasser i betydelige mængder til bilernes kabiner, er de alifatiske og aromatiske kulbrinter, hvor det især er stoffernes kronisk neurotoksiske effekter, der anses som kritiske.

Enkelte af stofferne er desuden klassificeret som kræftfremkaldende, fx benzen, naphthalen, formaldehyd og acetaldehyd.

De mest kritiske stoffer, dvs. stofferne med de laveste tolerable eksponeringsniveauer er:

- Benzen
- Naphthalen
- Formaldehyd
- Acrolein
- Crotonaldehyd
- Phenol

5.3 Usikkerheder og konklusioner

Der vurderes at være forholdsvis store usikkerheder forbundet med at opstille eksponerings-scenarier for afgangskomponenterne i bilernes indeklime, da der ikke er fundet undersøgelser, som helt specifikt undersøger førerens/passagerens eksponering for afgangskomponenter fra en ny bil i konkrete brugerscenarier.

Ved opstilling af et kortidseksponeringsscenario (indstigning i en ophedet bil parkeret i solen og kortvarig eksponering i udluftningsfasen) og et længerevarende scenario (kørsel i 2 x 1 time pr. dag med lukkede vinduer og lukket ventilation) har det således være nødvendigt at indarbejde en række antagelser i scenarierne, hvilket gør eksponeringsestimerne usikre. Dog påvirker dette alle stofferne på samme måde, hvorfor scenarierne alligevel vurderes at give et forholdsvis pålideligt indtryk af stoffernes relative betydning i forhold til, hvilke stoffer der er mest problematiske i forbindelse med det enkelte scenario.

Ved vurdering af de to scenarier vurderes de luft- og øjenirriterende effekter at være de mest kritiske ved ophold i bilen. For det kortvarige scenario med indstigning i overophedet bil vil der kunne være opbygget forholdsvis høje niveauer af øjen- og luftvejsirriterende stoffer i kabinen, så der vurderes at være risiko for kortvarige irritations- og geneeffekter for føreren og passagererne.

Med hensyn til længerevarende eksponering ved indstigning og kørsel i bil med lukket ventilation ved almindelig kabinettemperatur vurderes der at være ringe risiko for, at passagerer/fører udsættes for uacceptable høje afgangsniveauer for de fundne afgangskomponenter. Her vil koncentrationerne ved indstigning være betydeligt lavere end i det første scenario, og der vil - uanset lukket ventilationssystem - forekomme et vist luftskifte i kabinen som følge af det undertryk, der opstår under kørslen.

5.4 Behov for yderligere undersøgelser

Baseret på den tilgængelige viden i litteraturen (og begrænsninger i denne) og denne forundersøgelse kan det konkluderes, at der savnes mere systematisk viden om afgasningen af VOC og SVOC fra nye bilers interiør, især for bilmærker der er typiske for det danske marked. Evt. undersøgelser bør således omfatte måling af aldehyder, VOC, SVOC samt udvalgte stoffer af særligt problematisk karakter inklusive partikel- og støvmålinger, herunder formaldehyd, acrolein, crotonaldehyd og phenol. Dette vil give et mere solidt grundlag for en risikovurdering end det nuværende.

Hvis man ønsker mere sikker viden, må der foretages målinger i nye biler modtaget i Danmark direkte fra fabrik, således at de repræsenterer den i praksis laveste alder på bilerne, når disse leveres til kunderne. Målingerne foreslås udført på tilsvarende måde som i flere af de i nærværende projekt identificerede undersøgelser ved udendørs parkering i skyggen (ambient mode). Disse målinger kan suppleres med målinger udført ved forhøjet temperatur for at repræsentere situationen, hvor man sætter sig ind i en bil, der har været parkeret i solen.

For at opnå mere sikker viden om faldet i koncentrationen af kemiske stoffer i bilernes indeklima i forbindelse med, at man starter en parkeret bil og tænder for ventilation, aircondition og/eller åbner et vindue, kan de ovenfor foreslåede målinger suppleres med målinger i løbet af den første korte tid efter kørselens start, så der opnås realistiske data for eksponering af flygtige stoffer i bilernes indeklima.

I tilfælde hvor der opnås stærkt forhøjede afgasningsniveauer, kan det endvidere være relevant med yderligere analyser i bilens første leveår for at følge, i hvilken udstrækning afgasningen aftager.

En mere præcis viden vedrørende førerens eksponering for forskellige brugsscenarier kunne opnås ved at anvende personbåret måleudstyr. Sådanne data ville udgøre det bedste grundlag for en egentlig risikovurdering.

Referencer

- ATDSR (2007). Toxicological profile on acrolein. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp124.pdf>
- Bil.guide.dk (2009a) Ford allergitester sine bilmodeller. 13-02-2009
[http://bil.guide.dk/Ford/Milj%C3%B8/Ny%20bil/Brancheinfo/Ford allergitester sine bilmodelle r_1600406](http://bil.guide.dk/Ford/Milj%C3%B8/Ny%20bil/Brancheinfo/Ford_allergitester_sine_bilmodelle_r_1600406)
- Bil.guide.dk (2009b) Nyhed: Ford og Volvo viser vejen 14-10-2010
http://bil.guide.dk/Volvo/Milj%C3%B8/Love%20%26%20regler/Brancheinfo/Ford_og_Volvo_vis_er_vejen_2213260?rf=jp
- Bil.guide (2010a) Farlig kemcocktail i mange biler. 14-10-2010
http://bil.guide.dk/Bilorganisationer/Milj%C3%B8/Ny%20bil/Farlig_kemcocktail_i_mange_biler_2213180?rf=jp
- Bil.guide.dk (2010b) Intet overblik over farlige stoffer i biler. 14-10-2010
[http://bil.guide.dk/Milj%C3%B8/Love%20%26%20regler/Bilimport/Intet_overblik_over_farlige_stof fer i biler 2213163](http://bil.guide.dk/Milj%C3%B8/Love%20%26%20regler/Bilimport/Intet_overblik_over_farlige_stoffer_i_biler_2213163)
- Brodzik K, Faber J, Łomankiewicz D, Gołda-Kopek A (2014) In-vehicle VOCs composition of unconditioned, newly produced cars. *Journal of Environmental Sciences (China)* 26: 1052–1061.
- Brommer S, Harrad S (2015) Sources and human exposure implications of concentrations of organophosphate flame retardants in dust from UK cars, classrooms, living rooms, and offices. *Environment International* 83: 202–207.
- Buters JTM, Schober W, Gutermuth J, Jakob T, Aguilar-Pimentel A, Huss-Marp J, Traidl-Hoffmann C, Mair S, Mayer F, Breuer K, Behrendt H (2007) Toxicity of motor Vehicle indoor air. *Environmental Science and Technology* 41: 2622-2629.
- Center for Environmental Research Information (1999) *EPA TO-17 Determination of Volatile Organic Compounds in Ambient Air Using Active Sampling Onto Sorbent Tubes*.
- Center for Environmental Research Information (1999) *EPA TO-11A Determination of Formaldehyde in Ambient Air Using Adsorbent Cartridge Followed by High Performance Liquid Chromatography (HPLC)*.
- Center for Environmental Research Information (1984) *EPA TO-1 Method For The Determination of Volatile Organic Compounds in Ambient Air Using Tenax® Adsorption and Gas Chromatography/Mass Spectrometry (GC/MS)*.
- Che J, Deng G, Liang L, Huebschmann H (2012) Determination of Volatile Compounds in Automotive Interior Materials by Thermal Desorption GC-MS: 1–5.
- Chen X, Feng L, Luo H, Cheng H (2014) Analyses on influencing factors of airborne VOCs pollution in taxi cabins. *Environmental Science and Pollution Research* 21: 12868–12882.

Chen X, Feng L, Luo H, Cheng H (2016) Health risk equations and risk assessment of airborne benzene homologues exposure to drivers and passengers in taxi cabins. *Environmental Science and Pollution Research* 23: 4797–4811.

Chien YC (2007) Variations in amounts and potential sources of volatile organic chemicals in new cars. *Science of the Total Environment* 382: 228–239.

De danske bilimportører (2016) Nyregistreringstal <http://www.bilimp.dk/statistics/>

Environmental Protection Agency (EPA) referencemetoder:

<https://www3.epa.gov/ttnamti1/airtox.html>

Faber J, Brodzik K, Gołda-Kopek A, Łomankiewicz D (2013a) Air pollution in new vehicles as a result of VOC emissions from interior materials. *Polish Journal of Environmental Studies* 22: 1701–1709.

Faber J, Brodzik K, Gołda-Kopek A, Łomankiewicz D (2013b) Benzene, toluene and xylenes levels in new and used vehicles of the same model. *Journal of Environmental Sciences (China)* 25: 2324–2330.

Faber J, Brodzik K, Gołda-Kopek A, Łomankiewicz D, Nowak J, Łwiątek A (2015) Passive sampling application to control air quality in interior of new vehicles. *Chemical Papers* 69: 799–809.

Faber J, Brodzik K, Gołda-Kopek A, Łomankiewicz D, Nowak J, Swiatek A (2014) Comparison of air pollution by VOCs inside the cabins of new vehicles. *Environment and Natural Resources Research* 4: 155-165.

Fedoruk MJ, Kerger BD (2003) Measurement of volatile organic compounds inside automobiles. *Journal of exposure analysis and environmental epidemiology* 13: 31–41.

Fruin S, Hudda N, Eckel S, Sioutas, C Wu J, Li L, Delfino R, Knibbs L (2012). In-vehicle air exchange rates, inside-to-outside ratios, and exposures to traffic-related-particulate air pollutants. Præsentation ved CARB Research Seminar, Dec 12, 2012.

GB/T 27630 (2011) Guideline for air quality assessment of passenger car.

Geiss O, Tirendi S, Barrero-Moreno J, Kotzias D (2009) Investigation of volatile organic compounds and phthalates present in the cabin air of used private cars. *Environment International* 35: 1188–1195.

GLOBAL 2000 (2005) *CHEMIKALIEN: Schadstoffbelastung in Neuwagen*. GM World Engineering Standards (2013) Determination of Volatile and Semi-Volatile organic Compounds from Vehicle Interior Air.

GMW15654 (2013) Determination of volatile and semi-volatile organic compounds from vehicle indoor air.

Gołda-Kopek A, Faber J, Łomankiewicz D, Brodzik K (2012) Investigation of volatile organic compounds in the cabin air of new cars. *Combustion Engines* 2: 39–48.

Goosey E, Harrad S (2011) Per fluoroalkyl compounds in dust from Asian, Australian, European, and North American homes and UK cars, classrooms, and offices. *Environment International* 37: 86–92.

Grabbs JS, Corsi RL, James S. Grabbs, Richard L. Corsi VMT (2000) Volatile Organic Compounds in New Automobiles: Screening Assessment. *Journal of Environmental Engineering* 126: 974–977.

Harrad S, Abdallah MA (2011) Brominated flame retardants in dust from UK cars – Within-vehicle spatial variability, evidence for degradation and exposure implications. *Chemosphere* 82: 1240–1245.

Harrad S, Ibarra C, Abdallah MA, Boon R, Neels H, Covaci A (2008) Concentrations of brominated flame retardants in dust from United Kingdom cars, homes, and offices: Causes of variability and implications for human exposure. *Environment International* 34: 1170–1175.

Holtkamp D (2016) Emissions and odour in passenger car interiors: Global harmonisation efforts on test methods, exposure scenarios and limit values. *PU Magazine* 13(1):40-45.

Informationscenter for miljø og sundhed (2009) Problematiske stoffer i bilen 05-09-2009 <http://www.forbrugerkemi.dk/nyheder/gor-det-selv/problematiske-stoffer-i-bilen>

ISO 12219-1 (2013) Interior air of road vehicles. Part 1: Whole vehicle test chamber – Specification and method for the determination of volatile compounds in cabin interiors.

ISO 16000-3 (2011). Indoor air – Part 3: Determination of formaldehyde and other carbonyl compounds in indoor air and test chamber air - Active sampling method.

ISO 16000-6 (2011). Indoor air – Part 6: Determination of volatile organic compounds in indoor and test chamber air by active sampling on Tenax TA sorbent, thermal desorption and gas chromatography using MS/FID.

Janicka AB, Reksa M, Sobianowska-turek A (2010) The Impact of car vehicle class on volatile organic compounds (VOC's) concentration In microatmosphere of car cabin. *Journal of KONES Powertrain and Transport* 17: 1–6.

Japan Automobile Manufacturers Association Inc. JAMA (2015) *The Motor industry of Japan 2015*.

Faber J (2016) Personlig kommunikation med Joanna Faber. BOSMAL Automotive Research and Development Institute Ltd., Bielsko-Biala, Polen.

Kumar A, Viden I (2007) Volatile organic compounds: Sampling methods and their worldwide profile in ambient air. *Environmental Monitoring and Assessment* 131: 301–321.

Mandalakis M, Stephanou EG, Horii Y, Kannan K (2008) Emerging contaminants in car interiors : Evaluating the impact of airborne PBDEs and PBDD/Fs. *Environmental Science & Technology* 42: 6431–6436.

Mandin C (2016) Personlig kommunikation med dr. Corinne Mandin, Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB), Grenoble, Frankrig

Mapou AEM, Shendell DG, Therkorn JH, Xiong Y, Meng Q, Zhang J (2013) Aldehydes in passenger vehicles: An analysis of data from the RIOPA Study 1999-2001. *Atmospheric Environment* 79: 751–759.

MM (2011). Bekendtgørelse om vurdering og styring af luftkvaliteten. Miljøministeriets bekendtgørelse nr 1326 af 21/12/2011.

MST (2016a). Kortlægning og risikovurdering af toluen og andre neurotoksiske stoffer i børneværelset. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter nr. 145. Miljøstyrelsen

MST (2016b). Kortlægning og risikovurdering af kemiske stoffer i gulvtæpper. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter nr. xxx. Miljøstyrelsen

Müller D, Klingelhöfer D, Uibel S, Groneberg D a (2011) Car indoor air pollution - analysis of potential sources. *Journal of Occupational Medicine and Toxicology* 6: 33.

OICA (2015) Production statistics 2015. <http://www.oica.net/category/production-statistics/>

Ott W, Klepeis N, Switzer P (2008). Air change rates of motor vehicles and in-vehicle pollutant concentrations from secondhand smoke. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 18, 312-325.

Park JH, Spengler JD, Yoon DW, Dumyahn T, Lee K, Ozkaynak H (1998). Measurement of air exchange of stationary vehicles and estimation of in-vehicle exposure. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 8(1), 65-78.

Politiken (2009) Bilers indeklime forpestes af kemi.
<http://politiken.dk/forbrugogliv/biler/ECE784778/bilens-indeklime-forpestes-af-kemi/> (2016-04-18)

Riediker M, Williams R, Devlin R, Griggs T, Bromberg P (2003) Exposure to particulate matter, volatile organic compounds, and other air pollutants inside patrol cars. *Environmental Science and Technology* 37: 2084–2093.

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 5 grudnia 2002 r. w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu (Dz.U.2003 nr 1 poz.12), 2003.

Sakakibara K, Kaitani K, Hamada C, Sato S, Matsuo M (1999) Analysis of odor in car cabin. *JSAE Review* 20: 237–241.

Sato S (2004) Air Quality in Auto Cabin. Review. *R&D Review of Toyota CDRL* 39(1): 36-43. (Download: http://www.tytlabs.com/english/review/rev391epdf/e391_036sato.pdf)

SCOEL (2003). Recommendation from the Scientific Expert Group on Occupational Exposure Limits for Phenol. SCOEL/SUM/16 January 2003.

Sónia D. Coelho, Ana C.A. Sousa, Tomohiko Isobe, Shinsuke Tanabe AJAN (2014) Flame Retardants in Indoor Dust - A Review on the Levels of Polybrominated Diphenyl Ethers and Hexabromocyclododecanes. *Current Organic Chemistry* 18: 2218–2230.

Wang M, Jia L (2013) Effects of preprocessing method on TVOC emission of car mat. *Journal of Thermal Science* 22: 80–85.

Wensing M (2009) Standard test methods for the determination of VOCs and SVOCs in automobile interiors. *Organic Indoor Pollutants. Occurrence, Measurement, Evaluation, Ed. Salthammer T, Uhde E. Wiley-VCH Weinheim*: 147–165.

Wensing M (2016) Personlig kommunikation med dr. Michael Wensing, Fraunhofer Wilhelm-Klauditz-Institut, Material Analysis and Indoor Chemistry. Braunschweig, Tyskland.

Woolfenden E (2009) Standardized methods for testing emissions of organic vapors from building products to indoor air. *Organic Indoor Pollutants. Occurrence, Measurement, Evaluation*, Ed. Salthammer T, Uhde E. Wiley-VCH Weinheim: 119–146.

WHO (2000). Air quality guidelines for Europe. Second Edition. WHO Regional Publications, European Series, No. 91

WHO (2010). Selected Pollutants, WHO Guidelines for indoor air Quality. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.

WHO/CICAD (2002). Acrolein. Concise International Chemical Assessment Document 43. <http://www.who.int/ipcs/publications/cicad/en/cicad43.pdf>

Xiong J, Yang T, Tan J, Li L, Ge Y (2015) Characterization of VOC emission from materials in vehicular environment at varied temperatures: Correlation development and validation. *PLoS ONE* 10: 1–21.

Yoshida T, Matsunaga I (2006a) A case study on identification of airborne organic compounds and time courses of their concentrations in the cabin of a new car for private use. *Environment International* 32: 58–79.

Yoshida T, Matsunaga I, Tomioka K, Kumagai S (2006b) Interior Air Pollution in Automotive Cabins by Volatile Organic Compounds Diffusing from Interior Materials. I. Survey of 101 types of Japanese domestically produced cars for private use. *Indoor and Built Environment* 15: 425–444.

Yoshida T, Matsunaga I, Tomioka K, Kumagai S (2006c) Interior Air Pollution in Automotive Cabins by Volatile Organic Compounds Diffusing from Interior Materials. II. Influence of manufacturer, specifications and usage status on air pollution, and estimation of air pollution levels in initial phases of delivery as a new car. *Indoor and Built Environment* 15: 445–462.

You K, Ge Y, Hu B, Ning Z, Zhao S, Zhang Y, Xie P (2007) Measurement of in-vehicle volatile organic compounds under static conditions. *Journal of Environmental Sciences* 19: 1208–1213.

Bilag 1

Tabel vedr. afgasningsdata

	CAS- no.	Wensin g (2009)	Buters (2007)	Buters (2007)	Fedoruk et al. (2003)	Fedoru k et al. (2003)	Global (2005)	Global (2005)	Global (2005)
		6 biler (Medi- an) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Ny bil (direkte analy- se) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Ny bil (ether eks- trakt) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Chevro- let Lumi- na ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Ford Taunus ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Opel Astra ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Merce- des E220 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Re- nault Mega- ne ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Aromatiske kulbrinter									
Benzen	71- 43-2	24	ND	ND					
Toluen	108- 88-3	275	84,3	111,3		239			
Ethylbenzen	100- 41-4	434	306,4	311,6					
Xylener (o,m,p isomerer)	-	272	2450,5	2170,5					
Styren	100- 42-5	ND	83,4	79,7	264	94			
Andre aromatiske kulbrin- ter	-		1945	1934					
Alifatiske kulbrinter	-		3435	5022	1775	98			
Aldehyder									
Formaldehyd	50- 00-0	40	92,4	ND	NA	NA	260	350	250
Acetaldehyd	75- 07-0	44	86,8	ND	NA	NA	NA	NA	NA
Propanal	123- 38-6	15	50,5	ND	NA	NA	NA	NA	NA
Butanal	123- 72-8	19	12,0	ND	NA	NA	NA	NA	NA
Butenal	4170- 30-3		29,4	ND	NA	NA	NA	NA	NA
Pentanal	110- 62-3	29	7,2	ND					
Hexanal	66- 25-1	42	29,8	ND					
Nonanal	124- 19-6					47			
Benzaldehyd	100- 52-7	10	23,8	ND					
3-/4-Methylbenzaldehyd	620- 23-		15,6	ND					

	5/104 -87-0									
Ketoner										
Acetone	67- 64-1	361	238,6	NA						
Methylethyl keton	78- 93-3	85								
Methylisobutyl keton	108- 10-1	755	37,8	38,1						
Methylhexanon	110- 12-3		100,7	116,7						
Andre VOC										
Ethanol	64- 17-5		299,6	NA						
Phenol	108- 95-2				194	124				
1-Butanol	71- 36-3	3,4								
2-Methoxyethanol	109- 86-4	2,6								
2-Ethoxy ethanol	110- 80-5	68								
2-Butoxy ethanol		4,4								
2-Etoxyethyl acetat		25								
2-Butoxyethyl acetat		104								
Methylpyrrolidon	872- 50-4	-	425,1	ND						
1-methyl-2-pyrrolidon						81				
Caprolactam						96				
2-Ethylhexansyre						83				
2-(2-Butoxyethoxy)- ethanol						49				
SVOC										
Di-n-butylphthalate (DBP)		0,7	NA	NA	NA	NA				
Di-(2-ethylhe- xyl)phthalate(DEHP)		ND	NA	NA	NA	NA	420	340	390	
Andre specifikke stoffer										
Dimethylamine		9	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	
Diethylamine		9,6	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	
Di-n-butylamine		54	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	
N-nitrosodimethylamine		0,2	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	
TVOC/Sum VOC		-	3828	10929	10865	5673	1999	9400	5100	15000

NA: Ikke analyseret, ND: ikke detekteret

Risikovurdering af sundhedsskadelige stoffer i bilers indeklima – et forprojekt

Formålet med projektet er at få et overblik over, om niveauerne af organiske opløsningsmidler (VOC) i nye biler kan udgøre en sundhedsmæssig risiko. Bilkabinen er sammensat af mange syntetiske materialer, der afgasser forskellige kemiske forbindelser, og bidraget fra det enkelte materiale til luften inde i bilen afhænger af arealet af materialerne i kabinen, og om det har overflade direkte ind til kabinen, eller om det er dækket af andre materialer.

I rapporten gennemgås tidligere undersøgelser af VOC i biler og data herfra bruges som grundlag for risikovurderingerne af materialerne.

I undersøgelserne er der bl.a. fundet stoffer med øjen- og luftvejsirriterende effekter, fx aldehyder, phenol, methylpyrrolidon og caprolactam samt alifatiske og aromatiske kulbrinter, der har kronisk neurotoksiske effekter.

Rapporten konkluderer at der ved indstigning i overophedet bil vil kunne være opbygget forholdsvis høje koncentrationsniveauer af øjen- og luftvejsirriterende stoffer i kabinen, og at der kan forekomme kortvarige irritations- og geneeffekter for føreren og passagererne. Afgasning af øvrige stoffer vurderes ikke at udgøre en sundhedsmæssig risiko for fører og passagerer.



Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K

www.mst.dk