

# **Prioriteringsniveauer for indeklimasager på kortlagte ejendomme**

**Teknik og Administration  
Nr. 2 2010**



## INDHOLDSFORTEGNELSE

1.	Forord .....	7
2.	Indledning .....	9
2.1	Baggrund .....	9
2.2	Formål .....	9
2.3	Projekt vedrørende retningslinjer for undersøgelser .....	9
2.4	De kemiske stoffer .....	10
2.5	Arbejdsmetode og læsevejledning .....	11
3.	Sammenfatning .....	13
3.1	De forventelige baggrundsniveauer .....	13
3.2	Toksikologiske effekter .....	14
3.3	Prioriteringsniveauer .....	15
4.	Fremgangsmåde ved vurdering af baggrundsværdier .....	17
4.1	Litteraturgennemgang .....	17
4.2	Databasen for danske målinger .....	18
4.3	Analysetekniske aspekter .....	20
4.4	Usikkerheder .....	21
5.	Baggrundsniveauer for oliestoffer .....	23
5.1	Udenlandske undersøgelser .....	23
5.2	Danske undersøgelser .....	25
5.3	Typiske kilder til oliestoffer .....	28
5.4	Benzen .....	29
5.5	Toluen .....	32
5.6	Xylener .....	33
5.7	Ethylbenzen .....	34
5.8	Naphthalen .....	36
5.9	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> aromater .....	37
5.10	Sum af kulbrinter - herunder C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> aromater .....	39
5.11	Konklusioner vedrørende baggrundsværdier .....	40
6.	Baggrundsniveauer for chlorerede opløsningsmidler .....	43
6.1	Udenlandske målinger .....	43
6.2	Danske undersøgelser .....	44
6.3	Typiske kilder til chlorerede opløsningsmidler .....	45
6.4	Tetrachlorethylen (TeCE el. PCE) .....	45
6.5	Trichlorethylen (TCE) .....	48
6.6	1,1,1-trichlorethan (TCA) .....	49
6.7	Tetrachlormethan (TeCM) .....	51
6.8	Chloroform (Trichlormethan (TCM) .....	52
6.9	Dichlorethylener og vinylchlorid .....	53
6.10	Konklusioner vedrørende baggrundsværdier .....	55

7.	Toksikologi og grænseværdier .....	57
7.1	De kritiske effekter .....	57
7.1.1	Kræftfremkaldende eller mutagene effekter .....	57
7.1.2	Systemiske effekter .....	58
7.1.3	Lokale effekter .....	59
7.1.4	Effekter på centralnervesystemet .....	59
7.1.5	Stoffer, der medfører lugtgener .....	59
7.2	Principper for fastsættelse af luftkvalitetskriterier .....	60
7.2.1	Stoffer med en tærskelværdi for effekter .....	60
7.2.2	Stoffer uden tærskelværdi for effekter .....	62
7.2.3	Beregning af luftkvalitetskriterium .....	62
7.3	Kvalitetskriterier og grænseværdier for luft .....	63
7.4	Oversigt over toksikologi for de enkelte stoffer .....	66
7.4.1	Benzen .....	66
7.4.2	Toluen .....	67
7.4.3	Xylener .....	68
7.4.4	Ethylbenzen .....	69
7.4.5	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> aromater .....	69
7.4.6	Naphthalen .....	70
7.4.7	Sum af flygtige kulbrinter .....	71
7.4.8	Tetrachlorethylen TeCE (Perchlorethylen, PCE) .....	73
7.4.9	Trichlorethylen .....	73
7.4.10	1,1,1-trichlorethan .....	74
7.4.11	Chloroform .....	75
7.4.12	Tetrachlormethan .....	75
7.4.13	1,2-Dichlorethylen (cis og trans) .....	76
7.4.14	1,1-Dichlorethylen .....	77
7.4.15	Vinylchlorid .....	77
7.5	Oversigt over stoffernes kritiske effekter og grænseværdier .....	78
8.	Prioriteringsniveauer .....	81
8.1	Opstilling af prioriteringsniveauer for indeklimasager .....	82
8.2	Anvendelse af prioriteringsniveauer ved poreluftundersøgelser .....	86
9.	Litteratur- og referenceliste .....	89
10.	Ordliste .....	97
Bilag 1.	Opbygning af database .....	101
Bilag 2.	Udenlandske undersøgelser .....	107
Bilag 3.	Beregning af prioriteringsniveauer for kræftfremkaldende stoffer	121

## 1. Forord

Videncenter for Jordforurening har på opfordring fra Regionerne nedsat en arbejdsgruppe til drøftelse af fælles vejledende prioriteringsniveauer for den offentlige indsats over for indeklimapåvirkninger fra forurenede jord. Disse prioriteringsniveauer kan benyttes på kortlagte ejendomme i forbindelse med prioritering af den offentlige indsats i henhold til Jordforureningsloven, og de kan både anvendes ved prioritering af afgrænsende undersøgelser og afværgetiltag.

Til dette formål har Videncenter for Jordforurening iværksat nærværende projekt om prioriteringsniveauer, udført af NIRAS.

Målgruppen for projektet er primært sagsbehandlere i regionerne samt deres rådgivere.

Projektets følgegruppe har bestået af repræsentanter fra Videncenter for Jordforurening, regionerne, Miljøstyrelsen og Sundhedsstyrelsen.

Jette Rud Heltved	Miljøstyrelsen
Preben Bruun	Miljøstyrelsen
Hanne Kristensen	Region Hovedstaden
Mariam Wahid	Region Hovedstaden
Børge Hvidberg	Region Midtjylland
Ann Steen Jensen	Region Nordjylland
Martin Stærmose	Region Sjælland
Susanne Rinette Pedersen	Region Sjælland
Ole Mikkelsen	Region Syddanmark
Anne Fabricius	Sundhedsstyrelsen
Peter Steffen Rank	Videncenter for Jordforurening
Christian Andersen	Videncenter for Jordforurening

Rapporten er udarbejdet af NIRAS, og ud over oplysninger fra regionerne, Miljøstyrelsen og Sundhedsstyrelsen har følgende rådgivere bidraget med oplysninger: Dorte Glensvig, Tage Bote og Lizzi Andersen fra COWI, Per Loll fra Dansk Miljørådgivning A/S, Anette Andersen fra Orbicon og Per Brask fra Oliebranchens Miljøpulje. Arne Rokkjær, Region Hovedstaden, har

desuden bidraget med kommentarer vedrørende behandling af danske måledata og opstilling af prioriteringsniveauer.

## **2. Indledning**

### **2.1 Baggrund**

Regionerne har behov for at prioritere den offentlige undersøgelses- og afværgeindsats på kortlagte ejendomme, hvor der er konstateret poreluft- eller indeklimapåvirkninger, idet der ressourcemæssigt ikke kan foretages en omgående undersøgelse og oprydning på alle lokaliteter.

Derfor er der opstillet prioriteringsniveauer, som kan anvendes ved prioritering af både afgrænsende undersøgelser og afværgetiltag.

Nærværende rapport dokumenterer baggrunden for opstilling af prioriteringsniveauer. Retningslinjer for, hvilke typer målinger der kan anvendes, hvordan målingerne bør udføres, samt en formidlings- og kommunikationsstrategi i forbindelse med anvendelse af prioriteringsniveauer, beskrives særskilt.

### **2.2 Formål**

Projektets formål er at udarbejde forslag til prioriteringsniveauer i forhold til afværgetiltag over for indeklimapåvirkninger samt at definere forudsætninger ved anvendelse af disse. Prioriteringsniveauerne kan finde anvendelse på kortlagte ejendomme i forbindelse med den offentlige indsats i henhold til Jordforureningsloven, og de kan anvendes ved prioritering af både afgrænsende undersøgelser og afværgetiltag.

Målgruppen for projektet er primært sagsbehandlere i Regionerne samt deres rådgivere.

### **2.3 Projekt vedrørende retningslinjer for undersøgelser**

Forudsætningen for anvendelse af prioriteringsniveauer er, at undersøgelsen er tilstrækkeligt omfattende og forureningsniveauet veldokumenteret. Derfor udarbejdes der i en særskilt rapport retningslinjer for udførelse af undersøgelser og bygningsgennemgange, hvori der endvidere omtales undersøgelsestekniske aspekter, herunder måleusikkerheder, som har særlig betydning ved anvendelse af prioriteringsniveauer.

Disse aspekter sammenkobles i et beslutningsværktøj og illustreres med et flowdiagram over beslutningsveje. Desuden udarbejdes et forslag til, hvordan prioriteringsniveauerne kan formidles til borgerne. Dette skal blandt andet ske ved sammenlignende eksempler for andre velkendte situationer som eksponering af radon, brændeovne, stearinlys, at bo oven på et renseri, m.m.

## 2.4 De kemiske stoffer

Projektet omfatter de kemiske stoffer, som typisk optræder i indeklimateundersøgelser. De kemiske stoffer, der er vurderet i projektet, er følgende:

- Oliestoffer
  - Benzen
  - Toluen
  - Ethylbenzen
  - Xylener (m/p-xylen og o-xylen)
  - Naphthalen
  - C<sub>9</sub>-C<sub>10</sub> aromater
  - C<sub>5</sub>-C<sub>30</sub> kulbrinter (sum af kulbrinter, også kaldet totalkulbrinter, VOC (flygtige organiske forbindelser - Volatile Organic Compounds) og TVOC Total Volatile Organic Compounds)
- Chlorerede opløsningsmidler
  - Tetrachlorethylen (tetrachlorethen, TeCE eller PCE, perchlorethylen)
  - Trichlorethylen (TCE, trichlorethen)
  - 1,1,1-Trichlorethan (1,1,1-TCA)
  - Trichlormethan (TCM, Chloroform)
  - Tetrachlormethan (TeCM, tetrachlorkulstof)

} BTEX



Derudover er følgende nedbrydningsprodukter af chlorerede opløsningsmidler vurderet:

- Cis-1,2-Dichlorethylen (c-1,2-DCE)
- Trans-1,2-Dichlorethylen (t-1,2-DCE)
- 1,1-Dichlorethylen (1,1-DCE)
- Vinylchlorid (VC, chlorethylen)

## **2.5 Arbejdsmetode og læsevejledning**

For at sikre, at prioriteringsniveauerne er forsvarlige, skal de funderes på et robust sundhedsmæssigt grundlag, og det skal sikres, at erfaring og viden fra tidligere projekter, udredninger og miljøundersøgelser inddrages i projektet.

Som udgangspunkt for vurderingen af prioriteringsniveauerne er der udført en vurdering af de forventelige baggrundsværdier i udeluften, indeklimaet, luft under gulve i boliger samt poreluften på lokaliteter, hvor der ikke findes jord- eller grundvandsforurening. Fremgangsmåden for denne vurdering er beskrevet i kapitel 4. Vurderinger for henholdsvis oliestoffer og chlorerede opløsningsmidler er gennemgået i kapitel 5 og 6.

Herefter er der i kapitel 7 foretaget en vurdering af stoffernes kritiske toksikologiske effekter og grænseværdier.

I kapitel 8 er der på grundlag af de kritiske toksikologiske effekter beskrevet i kapitel 7 opstillet forslag til prioriteringsniveauer for prioritering af den offentlige indsats.



### 3. Sammenfatning

#### 3.1 De forventelige baggrundsniveauer

Til vurdering af forventelige koncentrationer i udeluften, indeklimaet, luft under gulve i boliger samt poreluften på lokaliteter, hvor der ikke findes jord- eller grundvandsforurening, er der fra litteraturkilder indsamlet oplysninger vedrørende målinger på uforurenede lokaliteter. Danske målinger vedrørende evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter er desuden inddraget, da der ikke findes nyere danske indeklimate målinger fra boliger på uforurenede lokaliteter.

Som udgangspunkt bør baggrundsniveauerne for de fleste forureningsstoffer i udeluften og indeklimaet være nul, da der kun findes få naturlige kilder. Imidlertid kan både indeklimaet og udeluften være påvirket af stofafgivelse fra boligmaterialer og fra luftemissioner fra trafik, industri m.v., og dermed vil der i både udeluften og indeklimaet være et "baggrundsniveau", som ikke skyldes jord- og grundvandsforurening.

Generelt har udenlandske målinger vist, at sum af kulbrinter i ude- og indeklimate målinger foretaget i byer med tæt bebyggelse og industriområder er højere end i byer hovedsagelig bestående af villaområder. Flere af de udenlandske undersøgelser har ligeledes dokumenteret, at sum af kulbrinter er væsentlig højere i indeklimaet i boliger end i udeluften. Det samlede kulbrinteindhold i indeklimaet i boliger var i nogle undersøgelser højere om vinteren end om sommeren, men er ikke fundet signifikant i andre undersøgelser. Generelt er der en tendens til lavere udeluftkoncentrationer om sommeren end om vinteren.

For de enkelte oliestoffer og for de chlorerede opløsningsmidler samt deres nedbrydningsprodukter ses lignende tendenser.

De danske målinger (2000 – 2008) på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter har overvejende vist de samme niveauer for udeluft- og indeklimate målinger som de udenlandske målinger.

Den eneste undtagelse er sum af kulbrinter (totalkulbrinter), som i Danmark er beregnet som arealet af alle toppe i et kromatogram i forhold til en standard kulbrinte, mens der i de udenland-

ske undersøgelser typisk er kvantificeret og summeret en række specifikke stoffer.

De danske og udenlandske målinger viser, at medianværdierne for benzenindhold i både udeluft og indeklima overskrider Miljøstyrelsens afdampningskriteriet væsentligt. Ligeledes viser medianværdien for totalkulbrinter baseret på danske målinger i indeklima en væsentlig overskridelse af Miljøstyrelsens afdampningskriteriet. Begrebet "sum af kulbrinter" (totalkulbrinter) er en analyse for alle mulige former for kulbrinter, og der kan derfor ikke skelnes mellem kulbrinter fra benzin- og olieprodukter og kulbrinter, som stammer fra materialer og anvendte forbrugsprodukter i den pågældende bolig.

### **3.2 Toksikologiske effekter**

Miljøstyrelsen har defineret principper for fastsættelse af luftkvalitetskriterier. Ved vurdering af toksikologiske effekter foretages en identifikation af de kritiske effekter samt de koncentrationer, hvorved de pågældende effekter observeres. Der sondres mellem fysiologiske effekter (f.eks. ændringer) og skadelige effekter, samt hvorvidt effekter observeret hos forsøgsdyr er relevante for mennesker.

De kritiske effekter kan være kræftfremkaldende eller mutagene effekter, systemiske effekter (effekter som påvirker forskellige organer i kroppen), lokale effekter (effekter, der optræder lokalt i luftvejene eller direkte på hud og i øjne), effekter på centralnervesystemet eller lugtgener.

Ved vurdering af jord- og grundvandsforurening i henhold til Jordforureningsloven skal forureningsbidrag til ude- og indeklimaet overholde afdampningskriteriet. Afdampningskriteriet er et udtryk for det bidrag, som afdampningen fra jorden maksimalt må udgøre ved påvirkning af indeklimaet eller udeluften. Der er tale om en *bidrags*-værdi og altså ikke om en *total*-værdi. Afdampningskriteriet er som udgangspunkt lig luftkvalitetskriteriet.

For hvert stof er der beskrevet, om der kan opstå akutte skader eller kroniske effekter ved vedvarende påvirkning, samt om stoffet medfører lugtgener. Desuden beskrives evt. kræftfremkaldende eller mutagene egenskaber. Det skal bemærkes, at Miljøstyrelsen foretager løbende opdatering af disse vurderinger, samt

at gældende afdampningskriterier fremgår af Miljøstyrelsens webside.

### **3.3 Prioriteringsniveauer**

For hvert stof er der opstillet fem prioriteringsniveauer (I – V) for prioritering af indeklimasager. Lokalteter, som ligger på prioriteringsniveau I, vil være højest prioriteret, og Regionerne bør tilstræbe at iværksætte afgrænsende undersøgelse eller afværgetiltag på lokaliteten hurtigst muligt. I mellemtiden kan Regionen anbefale ejeren at iværksætte tiltag til nedbringelse af forureningsniveauet. Det kan være tiltag i form af forbedret udluftning, ventilering af krybekælder m.v. De øvrige prioriteringsniveauer ligger mellem afdampningskriteriet og prioriteringsniveau I.

Prioriteringsniveauerne er defineret i forhold til de kritiske effekter (dvs. kræft, systemiske effekter eller lugtgener og effekter på centralnervesystemet), der er grundlaget for fastsættelse af afdampningskriterier (luftkvalitetskriterier).



## 4. Fremgangsmåde ved vurdering af baggrundsværdier

Som udgangspunkt bør baggrundsniveauet for de fleste forureningsstoffer i udeluften og indeklimaet være nul, da der kun findes få naturlige kilder. Imidlertid kan både indeklimaet og udeluften være påvirket af stofafgivelse fra boligmaterialer og fra luftemissioner fra trafik, industri m.v., og dermed vil der i både udeluften og indeklimaet være et "baggrundsniveau", som ikke skyldes jord- og grundvandsforurening.

Til vurdering af forventelige koncentrationer i udeluften, indeklimaet, luft under gulve i boliger samt i jordens poreluft på lokaliteter, hvor der ikke findes jord- eller grundvandsforurening, er der indsamlet oplysninger fra to typer kilder:

- Relevante litteraturkilder i Danmark og udlandet
- Danske måledata fra poreluft- og indeklimasager på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter. Disse undersøgelser inddrages, da der ikke findes nyere danske indeklimate målinger fra boliger på uforurenede lokaliteter.

### 4.1 Litteraturgennemgang

Forventelige baggrundsniveauer i indeklimaet i danske boliger

Litteraturgennemgangen har til formål at fremskaffe oplysninger, som kan bidrage til en forståelse af det forventelige niveau for udeluften og såfremt det er muligt om mulige baggrundskilder til indeklimatepåvirkning i danske boliger.

Udenlandske undersøgelser

Der er kun medtaget få resultater fra andre lande til belysning af de forventelige baggrundsniveauer i ude- og indeluften i boliger. De udenlandske undersøgelser omfatter målinger af "uforurenede" boliger, hvor der ikke er kendskab til jordforurening, og hvor der er anvendt særlige udvælgelsesprocedurer til at sikre, at boligerne er repræsentative for byerne. I artiklerne er der ofte angivet forskellige statistiske parametre, men af hensyn til overskueligheden er der i tabellerne kun vist den mest anvendte parameter, dvs. medianværdien, som fortæller, at 50% af målingerne er mindre end den angivne værdi.

## 4.2 Databasen for danske målinger

Danske undersøgelser

Der findes ingen nyere undersøgelser af baggrundsværdier for indeklimamålinger i danske boliger på uforurenede lokaliteter.

Til vurdering af de forventelige baggrundsniveauer i danske boliger og i udeluften er der i forbindelse med dette projekt indsamlet resultater fra nyere danske forureningsundersøgelser fra 2000 og frem. Regionerne og en række rådgivere (NIRAS, COWI, Dansk Miljørådgivning, Orbicon) har fremsendt resultaterne fra disse undersøgelser, hvorefter dataene er samlet i en database hos Videncenter for Jordforurening /1/. Databasen beskrives mere udførligt i bilag 1, herunder forudsætningerne for dataindsamlingen.

Data fra svagt påvirkede lokaliteter

De data, som indgår i databasen, er fra lokaliteter, som kan være svagt påvirket af en evt. jordforurening. I databasen er ikke medtaget indeklimamålinger, som tydeligvis er påvirket af forureningskilder, eller målinger i ejendomme, hvor der er fundet høje niveauer i poreluften eller kapillarbrydende lag under huse. Ved vurdering af de forventelige baggrundsniveauer er der desuden foretaget en visuel vurdering af data plottet i numerisk rækkefølge (ranked dataplot), ligesom data med afvigende høje værdier er fjernet. Målinger foretaget med høje detektionsgrænser er ikke medtaget i databasen. Flere målinger, der er mindre end den analytiske detektionsgrænse, er dog medtaget i databasen med den pålydende værdi med en anmærkning om, at de ligger under detektionsgrænsen.

Udvælgelse af egnede data har været en subjektiv proces, og dette kan betyde, at nogle af de frasorterede høje værdier alligevel repræsenterer et "højt baggrundsniveau", som ikke skyldes jord- eller grundvandsforurening. Fjernelse af disse værdier har dog ikke påvirket medianværdierne signifikant.

Der er kun medtaget nyere danske måledata (siden 2000) for udeluft- og indeklimaniveauer fra de evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter, da de tidligere anvendte målemetoder kan afvige væsentligt fra de nuværende metoder, og fordi forureningsbidrag fra trafik og industri har været faldende de sidste mange år.

For hvert stof er der angivet en samlet statistik for baggrundsniveauer opdelt på:

- Udeluft



- Indeklima
- Kapillarbrydende lag under huset
- Poreluft (både uden om og under boliger).

Ved afdampning fra en jordforurening ses typisk en forureningspåvirkning i poreluften uden om evt. bygninger samt i poreluften eller det kapillarbrydende lag under bygningerne. Udenlandske undersøgelser har også belyst, at forureningen af indeklimaet kan medføre en forureningspåvirkning af det kapillarbrydende lag under bygningerne og poreluften /73/. Indeklimaet i bygninger er påvirket af bygningsmaterialer, boliginventar, udeluften og evt. afdampning af gasarter fra undergrunden. Da det er afdampningen fra poreluften og det kapillarbrydende lag under bygningerne til indeklimaet, der er afgørende ved vurdering af jordforureningssager, er det vigtigt at kunne skelne mellem de normale "baggrundsniveauer" i alle de ovennævnte medier.

Tabeller med statistik for danske målinger

I kapitel 5 og 6 præsenteres tabeller med de statistiske parametre for de danske baggrundsniveauer. De anvendte parametre er minimums- og maksimumskoncentrationer samt koncentrationer, der repræsenterer 25%, 50% (medianværdien) og 75% datafraktiler. Dette betyder, at man f.eks. kan aflæse, at 75% af resultaterne er mindre end  $X \mu\text{g}/\text{m}^3$  (75% fraktil). Medianværdien, som repræsenterer 50% af resultaterne, giver en bedre beskrivelse af koncentrationsniveauet i luften end et gennemsnit, som let påvirkes af få høje værdier. Desuden vises antallet af målinger samt hvor stor en procentdel af disse, der ligger under detektionsgrænsen.

I databehandlingen er der for målinger under detektionsgrænsen anvendt både den nominelle detektionsgrænse og værdien nul. I tabellerne er de angivne statistiske parametre angivet som et interval, såfremt databehandlingen har givet forskellige resultater.

For kritiske stoffer som benzen, tetrachlorethylen og trichlorethylen er data desuden illustreret som fraktilplots, hvor alle datapunkter vises, og hvor man visuelt kan se datafordelingen og aflæse fraktiler.

Følsomhedsberegning

Som en del af databehandlingen er der i kapitel 5 og 6 for kritiske stoffer som benzen, tetrachlorethylen og trichlorethylen foretaget en følsomhedsberegning af konsekvenserne for de statistiske parametre ved inddeling efter Region, årstal, boligalder, m.v.

### 4.3 Analysetekniske aspekter

**Aktiv opsamling** Analyse af luftprøver sker typisk ved, at der pumpes et kendt volumen luft igennem et opsamlingsmedie som kulrør eller andet opsamlingsrør som f.eks. ATD-rør (Automatisk Termisk Desorption - kan analyseres direkte uden ekstraktion). Dette kaldes aktiv prøvetagning, og analysens detektionsgrænse er afhængig af mængden af luft, der opsamles.

**Passiv opsamling** Luftkoncentrationer i udeluft og indeklime samt evt. i det kapillarbrydende lag kan også måles ved passiv opsamling på et opsamlingsrør (ATD- eller ORSA-rør), som ophænges i flere dage eller op til 1 eller 2 uger. Der opnås en ligevægt mellem koncentrationen i luften og indholdet i røret. Laboratoriet kan dermed beregne en gennemsnitskoncentration for perioden.

Desuden kan forureningskoncentrationer i luften måles direkte på luften i felten med stationært eller mobilt udstyr, f.eks. ved målestationen på H.C. Andersens Boulevard i København eller med MIMS (Membran Inlet Massespektrometri –en online teknik).

**Detektionsgrænser** Lave detektionsgrænser opnås ved at opsamle et større luftvolumen på et opsamlingsmedium. Imidlertid kan man opsamle for meget luft, eller det kan opsamles for hurtigt, således at der er risiko for, at stofferne stripes fra opsamlingsmediet (især problematisk for et letflygtigt stof som vinylchlorid). Dette betyder, at der er en stofafhængig nedre grænse for den analytiske detektionsgrænse.

Ved mange forureningsundersøgelser har man kun forsøgt at kortlægge og afgrænse de væsentlige og forholdsvis høje forureningspåvirkninger. Dette har medført, at målinger af reference- og udeluftprøver er udført med en forholdsvis høj detektionsgrænse. Dette betyder, at vi i disse undersøgelser ikke kender baggrundsniveauet, men kun ved at niveauet er mindre end detektionsgrænsen.

**Analyseteknik** Luftprøverne analyseres typisk ved gaskromatografiske analyser, hvor der foretages en adskillelse af enkeltstoffer i stofblandingen.

Specifikke stoffer som benzen, toluen, TCE mv. vil typisk blive analyseret ved hjælp af GC-MS eller GC-ECD (GasChromatografi med en MasseSpektrometrisk detektor eller en specifik Electron Capture Detektor for chlorerede forbindelser). Begge

metoder giver en mere sikker identifikation af de enkelte stoffer, og stofferne kan kvantificeres i henhold til relevante standardstoffer. Analyserne foretages ofte som SIM (Selected Ion Monitoring), hvorved tilstedeværelsen af de pågældende specifikke stoffer kan vurderes og kvantificeres.

Herudover udføres ofte en GC-FID (flammeionisation detektor) screening for "totalkulbrinter" eller TVOC. Betegnelsen "totalkulbrinter" omfatter i realiteten summen af flygtige kulbrinter (VOC - volatile organic compounds). En kulbrinteblending adskilles på GC og ses både som en række enkelttoppe, men også som en samling af flere toppe i én eller flere "buler" i bunden af kromatogrammet. Arealerne af disse toppe og buler summeres og kvantificeres i henhold en kendt standard, f.eks. toluen.

TVOC omfatter dermed både en række ukendte kulbrinter og de specifikke stoffer, som allerede er kvantificeret i GC-MS/ECD-analysen. Analysen siger intet om, hvorvidt TVOC skyldes kulbrinter fra oliestoffer eller andre organiske kilder, f.eks. terpener (fyrretræ), duftstoffer, kemikalier anvendt i hjemmet, møbler eller andet inventar i boligen.

**Detektionsgrænser** Ved miljøundersøgelser bør de analytiske detektionsgrænser være mindst 1/10 af grænseværdierne, fordi målinger omkring detektionsgrænsen har en væsentlig større analytisk usikkerhed end målinger ved højere koncentrationer, og man derfor skal være sikker på, at der tale om egentlige overskridelser.

For et stof som vinylchlorid er afdampningskriteriet ( $0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) så lavt, at man kun vanskeligt kan nå en analytisk detektionsgrænse omkring grænseværdien. Det betyder, at man kun kan være "sikker" på, at grænseværdien reelt er overskredet, når der er tale om væsentlige overskridelser af afdampningskriteriet.

#### **4.4 Usikkerheder**

Usikkerhed vedr. forureningspåvirkning

Den danske dataindsamling er baseret på målinger foretaget i forbindelse med forureningsundersøgelser, og flere af målingerne kan derfor være svagt påvirkede af forureningskilder. Det reelle baggrundsniveau kan dermed være mindre end de niveauer, som beregnes ud fra de aktuelle målinger, der indgår i databasen. Der er foretaget en subjektiv vurdering og frasortering af høje værdier, men disse værdier kan alligevel repræsentere et "højt baggrundsniveau", som ikke skyldes jord- eller grundvandsforurening.

Usikkerhed vedr.  
målinger under de-  
tektionsgrænsen

For målinger under detektionsgrænsen kan det reelle baggrundsniveau være mindre end den angivne detektionsgrænse. Dette er især tilfældet ved målinger af nedbrydningsprodukter af chlorerede opløsningsmidler. Målinger med ualmindeligt høje detektionsgrænser er dog ikke medtaget i databehandlingen.

Såfremt mange af målingerne er under detektionsgrænsen, og disse målinger fjernes fra databasen, vil medianværdien (og de andre statistiske parametre) for de danske målinger stige, idet mange af de lave målinger (dvs. målinger under detektionsgrænsen) fjernes.

Såfremt mange målinger er under detektionsgrænsen, og disse målinger sættes til halvdelen af den pålydende værdi eller nul, vil medianværdien (og de andre statistiske parametre) for de danske målinger falde og eventuelt være nul.

I databehandlingen er der for målinger under detektionsgrænsen anvendt både den nominelle detektionsgrænse og værdien nul. I tabellerne er de angivne statistiske parametre angivet som et interval, såfremt databehandlingen har givet forskellige resultater.

## 5. Baggrundsniveauer for oliestoffer

I dette kapitel opsummeres resultater vedrørende baggrundsniveauer for oliestoffer baseret på relevante litteraturkilder i Danmark og udlandet, samt danske måledata. De danske målinger (2000-2008) på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter er blevet indsamlet i en database for Videncenter for Jordforurening, jf. afsnit 4.2 og bilag 1 /1/.

### 5.1 Udenlandske undersøgelser

I bilag 2 er resultater fra udvalgte udenlandske undersøgelser opstillet i en række stof-tabeller.

Forhold mellem udeluft og indeklima

I Leipzig, Tyskland, er der i perioden fra 1994 frem til 2001 foretaget 222 udendørs målinger og 1.499 passive målinger (over 4 uger) i tilfældige lejligheder på lokaliteter med blandet bolig og erhverv, hvor der ikke er kendskab til jord- eller grundvandsforurening. Det samlede VOC-indhold i indeklimaet var typisk 10 gange højere end i udeluften. Benzenindholdet i udeluften i Leipzig faldt fra omkring  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i 1994 til  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i 2001 /11/, som er sammenligneligt med tilsvarende fald i danske målinger, jf. afsnit 5.2.

I Michigan, USA, er der i tre byer med en stigende grad af bolig-tæthed og industri (Ann Arbor/villaområder, Ypsilanti/tæt bebyggelse og erhverv og Dearborn/tæt bebyggelse og industri) målt indhold af flygtige kulbrinter (VOC) på 227 udendørs steder samt i 159 boliger /13/. Målingerne er udført i perioden 2004-2005. Målinger under detektionsgrænsen blev sat til halvdelen af den pålydende værdi. Der var en tendens til, at både de udendørs og indendørs målinger var lidt højere om vinteren end om sommeren, men tendensen var ikke entydig for alle tre byer /13/. VOC-indholdet i indeklimaet var typisk 1-10 gange højere end i udeluften.

Bidrag fra trafik

I perioden 2003-2004 har man målt en række stoffer i udeluften i et landområde 16 km nord for Barcelona, Spanien. Variationerne i benzenkoncentrationerne fulgte ændringerne i trafikdensiteten i byen, idet koncentrationerne var højest morgen og aften på hverdage og lavest i weekenden. Desuden var udeluftkoncentrationerne højere om vinteren /12/.

VOC i indeklima højere om vinteren	Undersøgelserne i Leipzig viste en generelt faldende tendens for sum af kulbrinter (VOC) i indeklimaet i perioden fra 1994 til 2001, som antages at skyldes ændringer i sammensætningen i husholdningsprodukter /11/. Det samlede VOC-indhold i indeklimaet i boliger i henholdsvis Leipzig, München og Köln var typisk tre gange højere om vinteren end om sommeren /11, 64/.
VOC-bidrag til indeklima	<p>De største bidrag til kulbrinteindholdet i indeklimaet vurderes at være toluen, xylener, C<sub>9</sub>-C<sub>10</sub>-aromater, alkaner og terpenener som <math>\alpha</math>-pinen og <math>\delta</math>-limonen /11,13/. Blandt kulbrintebidrag fra byggematerialer og boliginventar kan nævnes terpenener, som afgives fra træmaterialer og forbrugsvarer tilsat duftstoffer /11/. Undersøgelsen i Michigan, USA, viste højere bidrag af aromater og <math>\alpha</math>-pinen i nye boliger eller efter boligrenovering, mens benzenbidrag til indeklimaet vurderes at stamme fra både inventar, rygning og trafikale kilder /13, 14/. I nyere boliger fandtes desuden et højere indeklimabidrag om vinteren end om sommeren, som relateres til øget ventilation om sommeren /14/. Desuden er det vurderet, at kilder i udeluften bidrager med op til 50% af baggrundsværdierne i indeluften med stoffer såsom benzen, xylener og ethylbenzen /15/.</p> <p>For amerikanske boliger konstateredes højere kulbrintebidrag (benzen, toluen, xylen, C<sub>9</sub>-C<sub>10</sub> aromater og naphthalen), såfremt boligen var bygget sammen med en garage /13, 14 og 15/.</p>
Cigaretrøg	<p>WHO rapporterer, at især cigaretrøg kan bidrage til benzen- og toluenindhold i indeklimaet, og især maling og fortynder kan afgive toluen. Udenlandske målinger har vist, at benzenkoncentrationer i indeklimaet er højere i "ryger"-boliger end i "ikke-ryger"-boliger /5/.</p> <p>Flere undersøgelser har dokumenteret, at der findes mindst 100 forskellige stoffer på ppb niveau (ca. 1-2 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>) i indeklimaet i boliger /58, 59, 65, 66, 67/.</p>
Bygningsmaterialer	Der er ligeledes udført en undersøgelse vedrørende emissioner fra bygningsmaterialer (BURMA-Prioritization of Building Materials Emissions). Som en del af projektet er der i perioden fra januar til november i 2007 foretaget målinger i forskellige typer bygninger i 5 europæiske storbyer (Athen, Nicosia, Dublin, København og Milano). I hvert land er der foretaget indendørs målinger i henholdsvis én offentlig bygning, én skole og i to nye (under 2 år gamle) private boliger, og indeklimakoncentrationerne derpå sammenlignet med udendørs målinger /17/. Resulta-

terne var tydeligvis afhængige af indeklimabidragene fra udeluften i de respektive byer.

## 5.2 Danske undersøgelser

Luftkvalitets-  
måleprogram

Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) overvåger luftforureningen i byområder i henhold til det Landsdækkende Luftkvalitetsmåleprogram (LMP). Programmet monitorer en række forureningsparametre som tungmetaller, uorganiske gasarter og partikler, mens der kun måles to organiske parametre, nemlig benzen og toluen, der måles ved en enkelt målestation i København, jf. tabel 5.1.

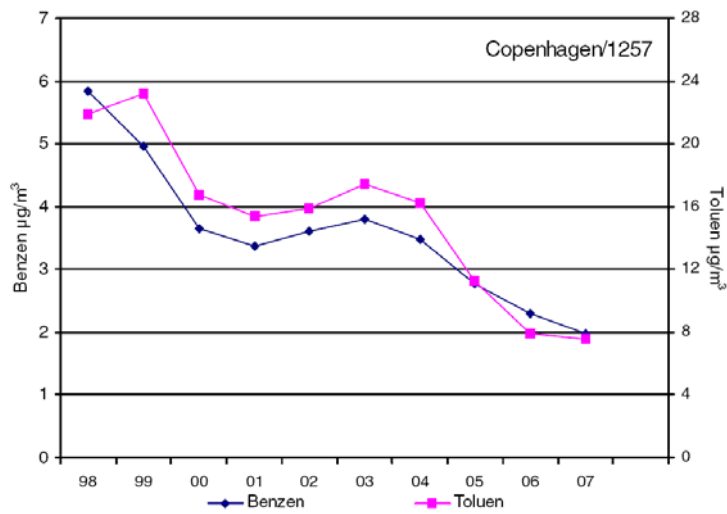
	Antal målinger 2007	Årsmiddelværdi 2007	Max. værdi over 1 time 2007
			$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Benzen	7560	2,0	16
Toluen	7447	7,6	102

**Tabel 5.1** Luftforurening ved Jagtvej i København i 2007. Kilde: DMU/Københavns Kommune /2, 3/.

Siden 2002 er luftkoncentrationerne for benzen og toluen i gadeluften på Jagtvej målt med ½-times intervaller og over en kortere periode i 2006 også på H.C. Andersens Boulevard. I 2006 var årsmiddelværdien for benzen på Jagtvej og H.C. Andersens Boulevard henholdsvis 2,3 og 1,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , mens de tilsvarende værdier for toluen var 7,9 og 6,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Disse to parametre er tidligere i perioden 1998-2001 blevet målt i både Odense (Albanigade) og København (Jagtvej), hvor resultaterne fra Odense typisk lå lidt lavere (12-30%) end i København. Fremover vil benzen og toluen blive målt ved målestationen på H.C. Andersens Boulevard.

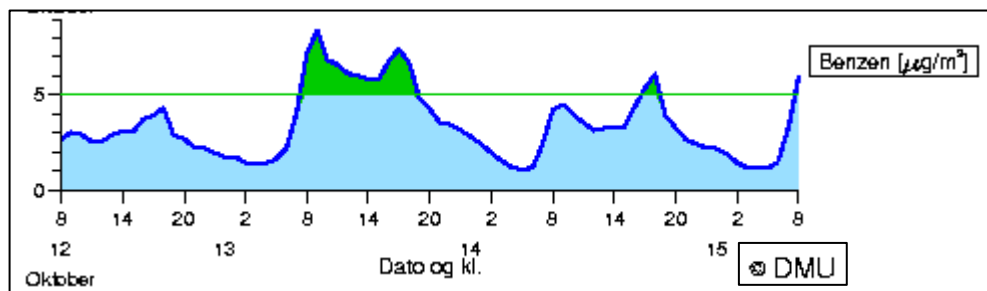
Benzen- og toluenkonzentrationerne i gadeluften i København har været faldende de sidste 10 år, jf. figur 5.1. Reduktionen skyldes nedsættelsen af benzenindholdet i benzin.



**Figur 5.1** Overvågning udført af DMU siden 1998. Tendenser for årsmiddelværdier for benzen og toluen i gadeluft i København (Jagtvej). Kilde: DMU /2, 3, 4/.

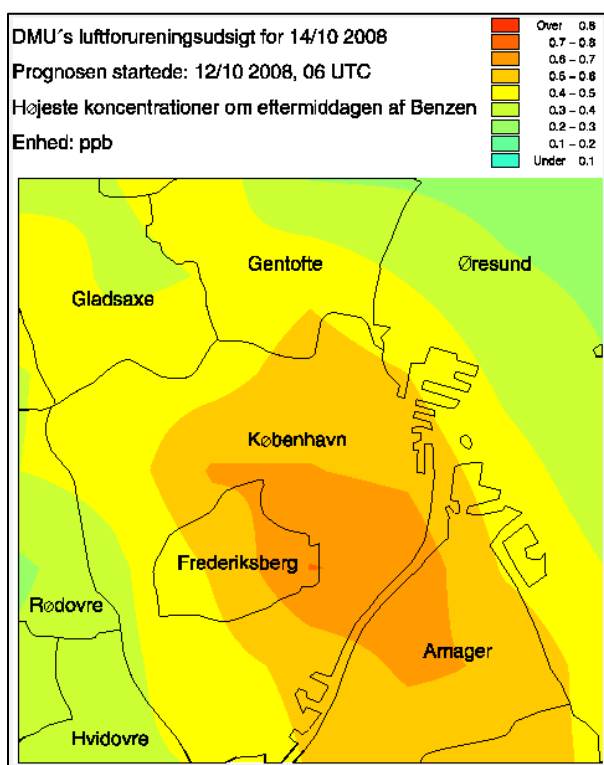
Københavns Kommunes webside viser desuden en tre-døgns prognose for luftforurening i København, som udarbejdes af DMU på grundlag af de kommende vejrforhold. På web-siden kan man aflæse de forventelige variationer over de tre dage samt fordelingen over geografiske områder i København, jf. figur 5.2 og 5.3.





(Den grønne linie er B-værdi for benzen i udeluften på  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )

**Figur 5.2** 3-døgns prognose for benzen - Bredgade, 12-15/10-2008. Kilde: DMU/Københavns Kommune /2, 3/.



( $0,8 \text{ ppb} = 2,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $0,5 \text{ ppb} = 1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $0,1 \text{ ppb} = 0,32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )

**Figur 5.3** Prognose for fordeling af luftforurening med benzen i København 14/10-2008. Kilder: DMU/Københavns Kommune /2, 3/.

Kemiske stoffer i forbrugerprodukter

Miljøstyrelsen har udarbejdet en række rapporter, som kortlægger kemiske stoffer i forbrugerprodukter. For eksempel afgiver tryksager en række forskellige stoffer, herunder toluen, xylener,  $\text{C}_9$ - $\text{C}_{19}$  alifatiske kulbrinter, aldehyder og en række terpenener som  $\alpha$ -pinen, camphen, limonen m.fl. /6/. I /6/ er det beregnet, at toluenbidraget fra tryksager hos forbrugeren er mellem  $300 - 3.600 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (konstant belastning), mens bidraget af kulbrinter

(VOC, flygtige organiske kulbrinter) vurderes til 750 – 5.700  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

VOC i boliger

Normalkoncentrationen for VOC (flygtige organiske forbindelser) i almindelige boliger ligger ifølge /6/ på 100-1.000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Derimod er benzenbidraget fra udvalgte forbrugerprodukter til indeklimaet beregnet til at være mindre end 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Det er noteret at røgelsespinde indeholder en del benzen /7/. Især nyere produkter som husholdningsovne og nyere elektronisk udstyr som computerskærme kan afgive kulbrinter til indeklimaet, mens ældre forbrugerprodukter forventes at bidrage mindre /7/.

Kulbrinterenseriundersøgelser

Til vurdering af det normale niveau i danske boliger er der i Miljørapport nr. 686 fra 2002 om alternative renevæsker /8/ foretaget analyser af kulbrinteindhold ( $>C_9$ ) i 4 referenceboliger, hvor niveauet lå mellem 14 og 73  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . I 2005 var den gennemsnitlige belastning i indeklimaet i lejlighederne over et kulbrinte-renseri efter tiltag i henhold til Renserbekendtgørelsen (bekendtgørelse nr. 532 af 18. juni 2003) på 220  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  med en medianværdi på 180  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (dvs. indeklimabidraget i 50 % af lejlighederne var mindre end 180  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) /9/.

### 5.3 Typiske kilder til oliestoffer

Typiske kilder til oliestoffer i udeluften og indeklimaet i boliger er opsummeret i tabel 5.2.

	Udeluften	Indeklimaet
BTEX	Trafik Olieprodukter Forbrændingsprocessor Industri	Cigaretrøg Malervarer Fortynder
C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> aromater (cumen, trimethyl- benzener)	Trafik Olieprodukter Forbrændingsprocessor Industri	Opløsningsmidler Malervareprodukter Vegetabilsk terpentin Lim
Terpener såsom limonen og $\alpha$ -pinen (VOC)	Skov	Husholdningsprodukter Aromastoffer i føde- og drikkevarer Frukt Trævarer Opløsningsmidler
Andre kulbrinter (VOC)	Trafik Industri Raffinering Benzinstationer Opvarmning Brændeovne	Opvarmning Brændeovne Opløsningsmidler Malervareprodukter Cigaretrøg Malevareprodukter

**Tabel 5.2** Oversigt over typiske kilder til oliestoffer i udeluft og indeklime.

#### 5.4 Benzen

I det følgende opsummeres konklusioner vedrørende danske målinger for benzen på eventuelt svagt forureningspåvirkede lokaliteter.

I tabel 5.3 vises de statistiske parametre for de danske målinger i databasen /1/.

	Antal data	Min.	Fraktiler			Skønnet max. værdi	% under det.gr.	Max. det.gr. $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Afdampningskriteriet /22/ $\mu\text{g}/\text{m}^3$
			0,25	0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	0,75				
Udeluft	51	0-0,04	0,16-0,22	0,48	0,83	1,4	22	0,4	0,13
Indeklima	74	0-0,15	0,49	0,80	1,18	2	2	0,2	
Kapillarbrydende lag	87	0-0,03	0,06-0,13	0,27	0,49	1,4	24	0,25	
Poreluft	126	0-0,10	0-0,20	0,08-0,43	0,75	1,5	50*	0,53	

**Tabel 5.3** Danske målinger for benzen (2000 – 2008) på evt. svagt forurenings-påvirkede lokaliteter ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (fra database /1/).

#### Følsomhedsberegninger

Såfremt der medtages målinger med benzenindhold på op til  $5,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , stiger medianværdien for udeluften fra  $0,48$  til  $0,63 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og for indeklimaet fra  $0,8$  til  $0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , men forskellen er ikke signifikant ( $p=>0,05$ ).

Medtages også data fra 1994 og frem til 2008, stiger medianværdien for udeluften yderligere til  $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , mens såfremt alle data fra før 2006 frasorteres (dvs. efter formidling af erfaring fra poreluftprojekt /73, 74/), er medianværdien for udeluften uændret ( $0,49 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), men faldende for indeklimaet (fra  $0,80$  til  $0,74 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Forskellen er ikke signifikant ( $p=>0,05$ ).

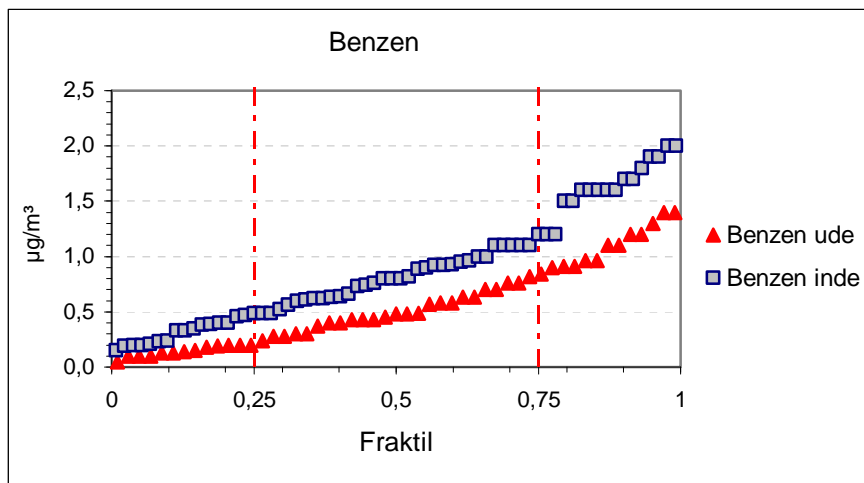
Dette indikerer, at benzenindholdet i udeluften har været faldende de sidste 10 år, hvilket er i overensstemmelse med tendensen for luftmålingerne på Jagtvej i København, jf. figur 5.1.

For udeluftdata er der foretaget en sortering efter Regioner, som medfører en spredning i medianværdierne fra  $0,33$  til  $0,70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Forskellen mellem Regionerne er ikke statistisk signifikant ( $p=>0,05$ ), idet der kun er få målinger og stor spredning i værdierne.

Der er for få data til vurdering af en boligalders betydning for indeklimamålinger.

Forskellen mellem medianværdierne for benzen i udeluften ( $0,48 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) og indeklimaet ( $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) er signifikant ( $p=0,043$ ).

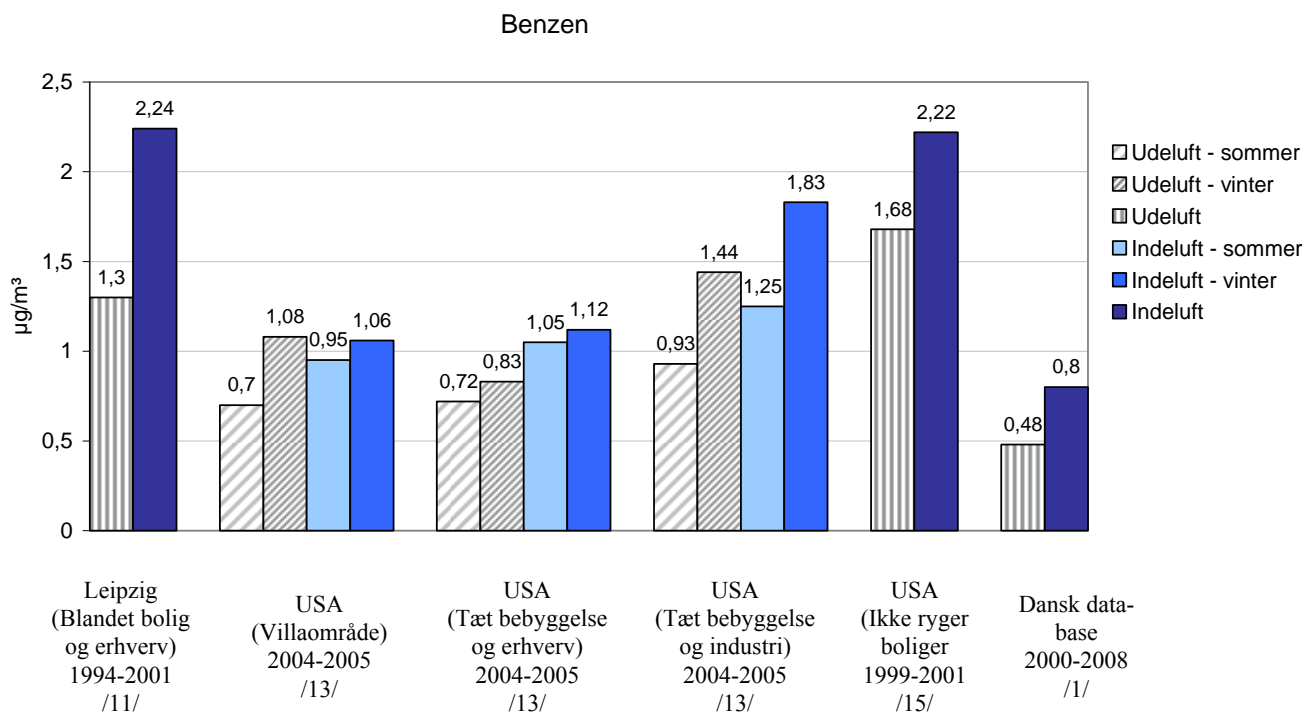
I figur 5.4 vises et fraktilplot for benzenindhold i inde- og udeluft, som viser den store spredning i enkeltværdierne.



Målinger under detektionsgrænsen vises med pålydende værdi.

**Figur 5.4** Fraktilplot for benzenindhold i ude- og indeluft.

I figur 5.5 er de danske målinger for benzen på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter i databasen /1/ sammenstillet med de udenlandske målinger. De udenlandske målinger er præsenteret i bilag 2.



**Figur 5.5** Sammenstilling af udenlandske og danske medianværdier for benzen i ude- og indeluft ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

## Konklusion

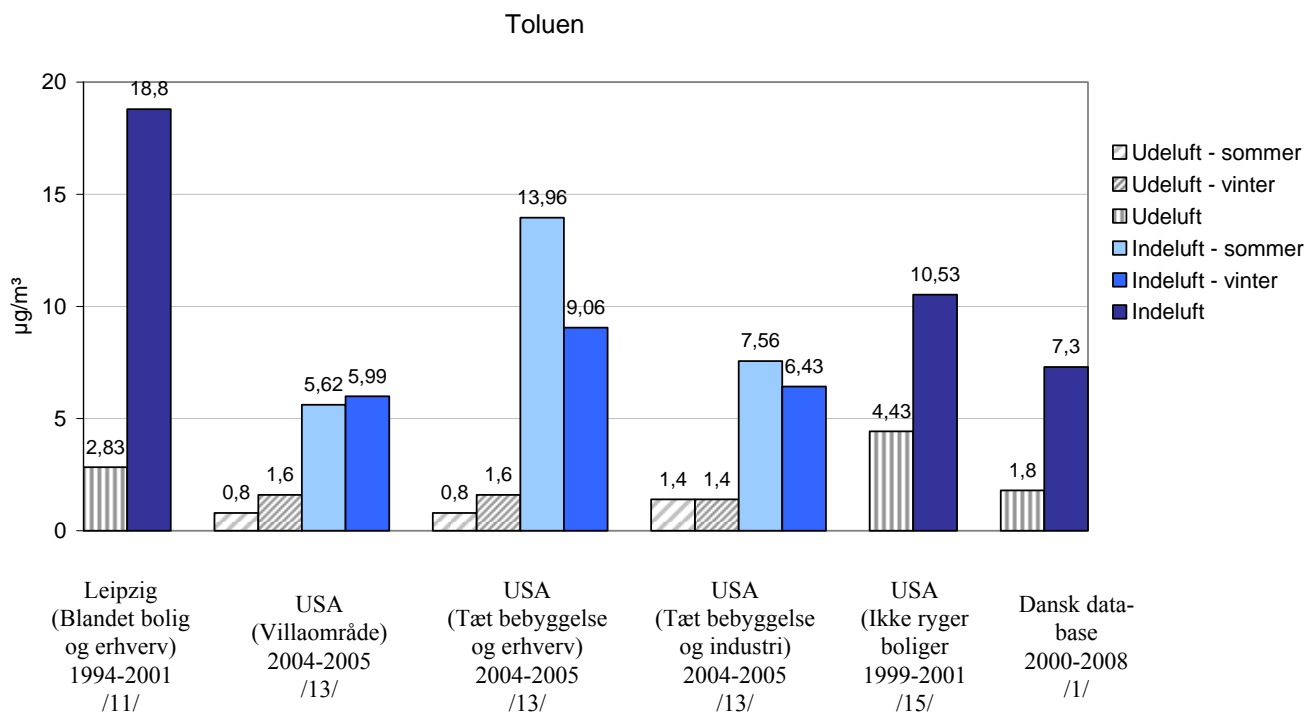
Som det ses af figur 5.5, findes der lidt højere værdier for benzen i indeklimaet end i udeluften, og højere værdier om vinteren end om sommeren. Desuden viser de danske målinger de samme tendenser og niveauer som de udenlandske.

## 5.5 Toluen

I tabel 5.4 vises de statistiske parametre for de danske målinger for toluen på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter i databasen /1/, og i figur 5.6 sammenstilles disse med de udenlandske målinger. De udenlandske målinger præsenteres i bilag 2.

	Antal data	Min.	Fraktiler			Skønnet max. værdi	% under det.gr.	Max. det.gr. $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Afdampningskriteriet /22/ $\mu\text{g}/\text{m}^3$
			0,25	0,5	0,75				
Udeluft	60	0-0,11	0,16-0,22	<b>1,8</b>	3,95	15	10	1	400
Indeklima	66	1,2	0,49	<b>7,3</b>	9,5	20	0		
Kapillarbrydende lag	86	0-0,1	0,06-0,13	<b>0,7-0,73</b>	1,48	12	12	1,3	
Poreluft	121	0-0,10	0-0,20	<b>1,10</b>	3,4	15	31	0,5	

**Tabel 5.4** Danske målinger for toluen (2000 – 2008) på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (fra database /1/).



**Figur 5.6** Sammenstilling af udenlandske og danske medianværdier for toluen i ude- og indeluft ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

#### Konklusion

Som det ses af figur 5.6, findes der højere værdier for toluen i indeklimaet end i udeluften. Desuden viser de danske målinger de samme tendenser og niveauer som de udenlandske målinger.

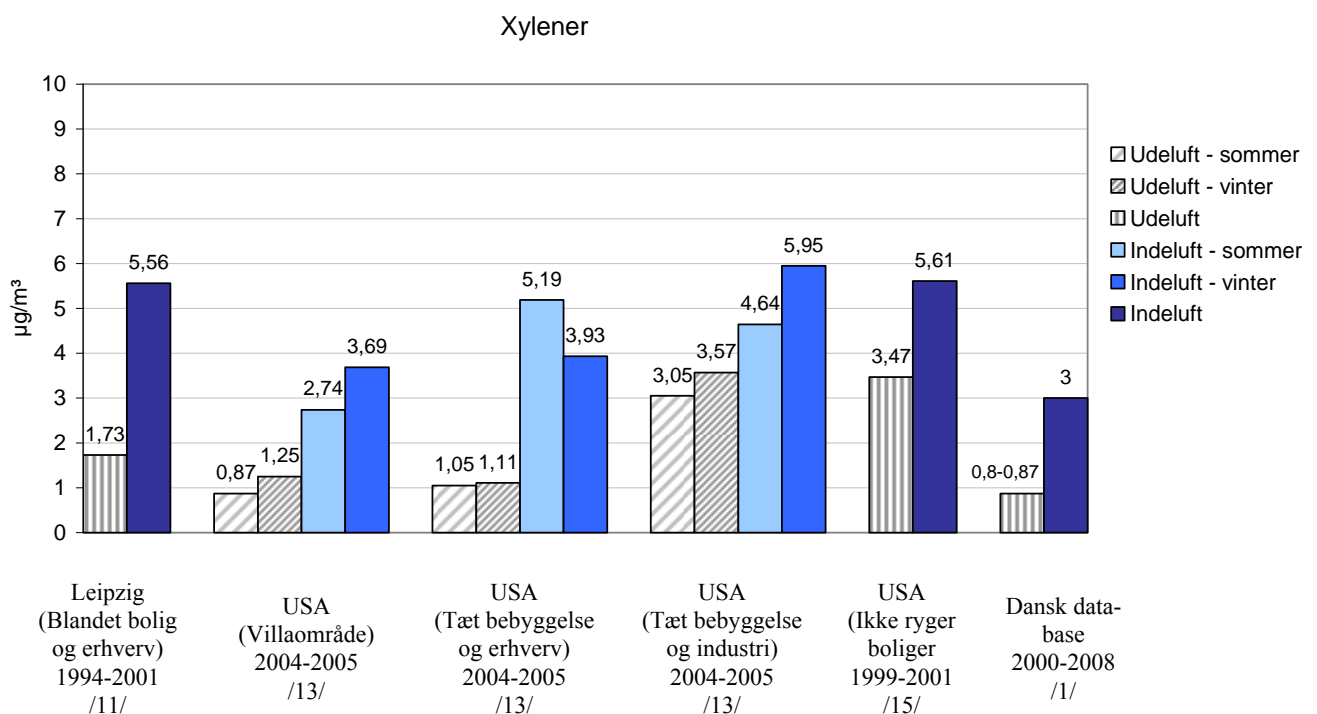
### 5.6 Xylener

Analysemæssigt kan der skelnes mellem m+p xylener og o-xylener, og derfor opgives disse som særskilte værdier i nogle analyserapporter, mens der i andre rapporter kun angives en værdi for sum af xylener. I tabel 5.5 vises de statistiske parametre for de danske målinger for xylener (sum af m+p og o-xylen) på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter i databasen /1/, og i figur 5.7 sammenstilles disse med de udenlandske målinger, som præsenteres i bilag 2.

	Antal data	Min.	Fraktiler			Skønnet max. værdi	% under det.gr.	Max. det.gr. $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Afdampningskriteriet /22/ $\mu\text{g}/\text{m}^3$
			0,25	0,5	0,75				
Udeluft	53	0-0,1	0,42-0,45	0,8-0,87	2,52	4,9	15	1,5	100
Indeklima	67	0-0,64	2,01	3,0	4,95	9,8	1	0,44	
Kapillarbrydende lag	76	0-0,1	0,23-0,29	0,47	1,0	4,2	17	0,2	
Poreluft	111	0-0,1	0-0,28	0-0,5	1,23-1,3	6,7	52*	1,6	

\* Flere målinger er under detektionsgrænsen og derfor er den sande værdi mellem 0 og den angivne værdi.

**Tabel 5.5** Danske målinger for xylener (2000 – 2008) på evt. svagt forurenings-påvirkede lokaliteter ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (fra database /1/).



**Figur 5.7** Sammenstilling af udenlandske og danske medianværdier for xylener i ude- og indeluft ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

## Konklusion

Som det ses af figur 5.7, findes der højere værdier for xylener i indeklimaet end i udeluften. Desuden viser de danske målinger de samme tendenser og niveauer som de udenlandske målinger.

## 5.7 Ethylbenzen

Analysemæssigt kan der skelnes mellem xylener og ethylbenzen, men afdampningskriteriet omfatter sum af xylener og ethylbenzen. I tabel 5.6 vises de statistiske parametre for de dan-

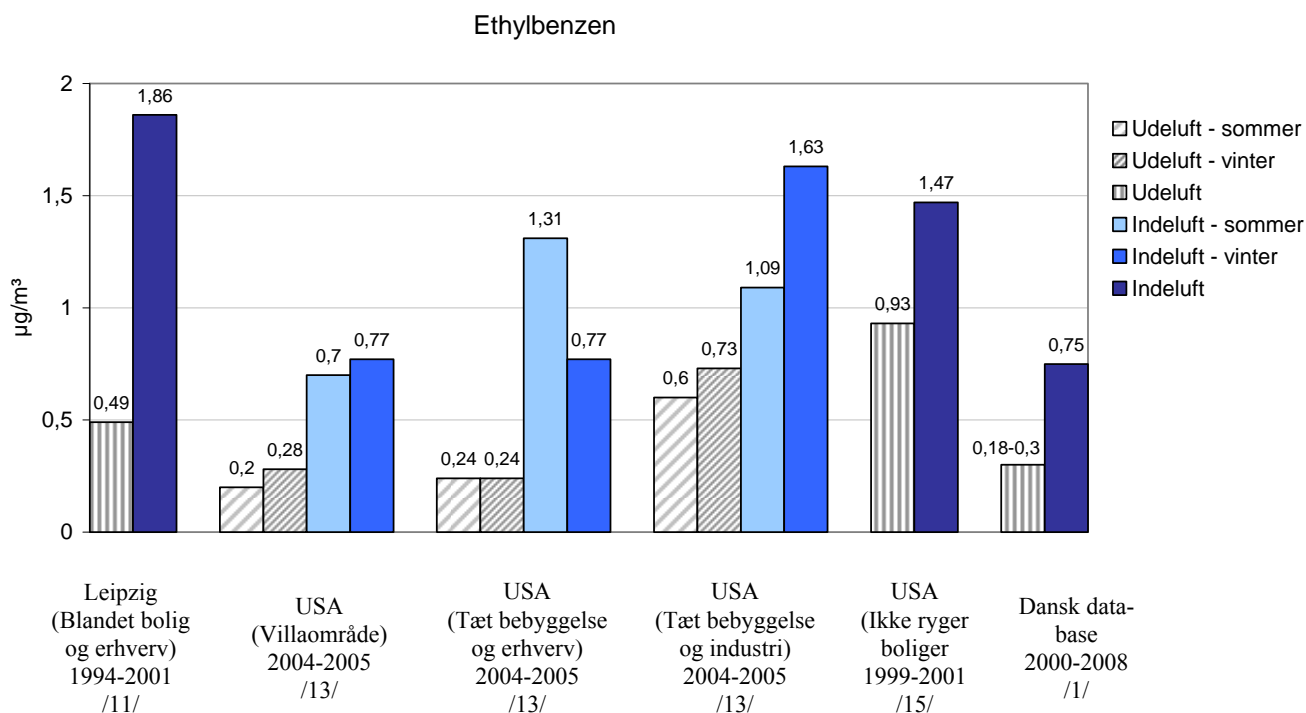


ske målinger for ethylbenzen på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter i databasen /1/, og i figur 5.8 sammenstilles disse med de udenlandske målinger, som præsenteres i bilag 2.

	Antal data	Min.	Fraktiler			Skønnet max. værdi	% under det.gr.	Max. det.gr. $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Afdampningskriteriet /22/ $\mu\text{g}/\text{m}^3$
			0,25	0,5	0,75				
Udeluft	53	0-0,02	0-0,14	0,18-0,3	0,56	1,0	32	1,0	100
Indeklima	62	0-0,16	0,51	0,75	1,2	1,8	2	0,2	(xylener)
Kapillarbrydende lag	71	0-0,1	0-0,1	0,1-0,17	0,32	1,0	46	0,25	
Poreluft	106	0-0,1	0-0,2	0-0,45	0,5	1,0	80*	0,56	

\* Flere målinger er under detektionsgrænsen, og derfor er den sande værdi mellem 0 og den angivne værdi.

**Tabel 5.6** Danske målinger for ethylbenzen (2000 – 2008) på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (fra database /1/).



**Figur 5.8** Sammenstilling af udenlandske og danske medianværdier for ethylbenzen i ude- og indeluft ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

#### Konklusion

Som det ses af figur 5.8, findes der højere værdier for ethylbenzen i indeklimaet end i udeluften. Desuden viser de danske målinger de samme tendenser og niveauer som de udenlandske målinger.

## 5.8 Naphthalen

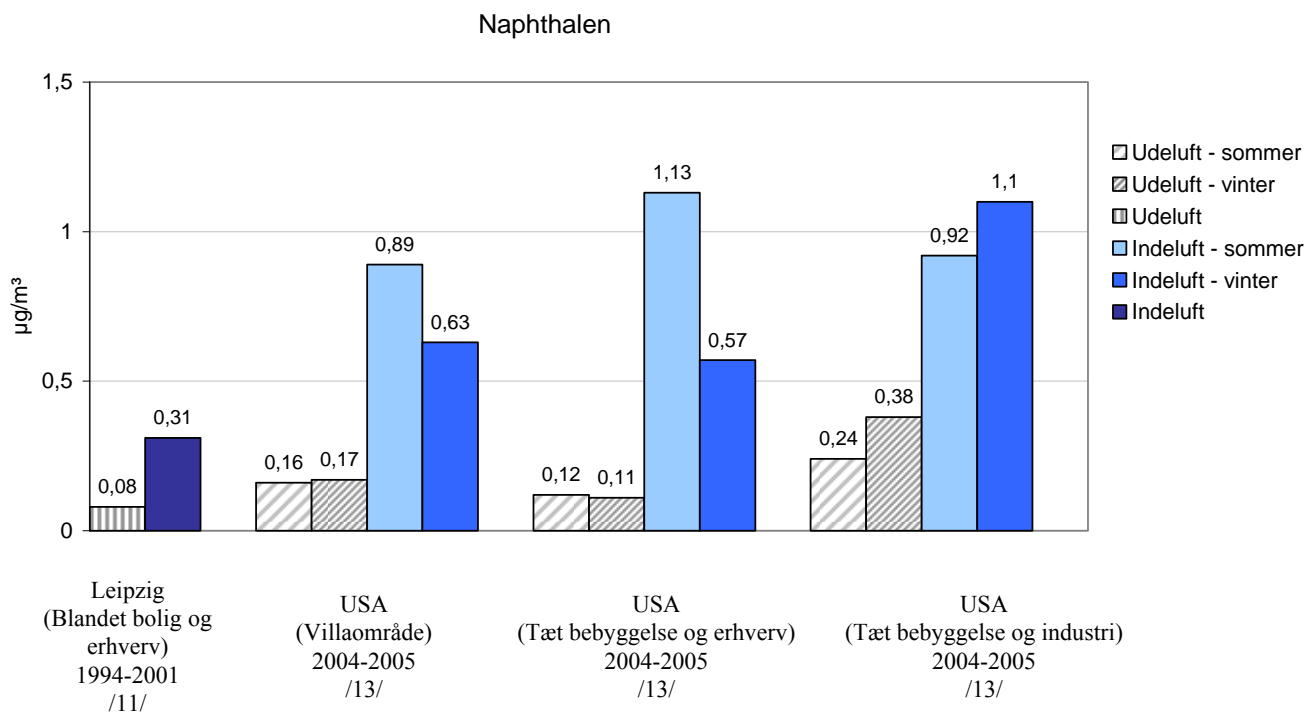
Der er kun fundet 4 målinger for naphthalen i udeluften, heraf er 3 mindre end detektionsgrænsen og én måling er på  $0,69\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Der er kun fundet 3 målinger af indeklimaet, hvoraf én er mindre end detektionsgrænsen og de to andre er på 11 og  $19\mu\text{g}/\text{m}^3$ . I tabel 5.7 vises koncentrationsintervallet for de danske målinger for naphthalen i poreluften og det kapillærbrydende lag på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter i databasen /1/.

I figur 5.9 vises de udenlandske målinger, som også præsenteres i bilag 2.

	Antal data	Min.	Fraktiler			Skønnet max. værdi	% under det.gr.	Max. det.gr. $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Afdampningskriteriet /22/ $\mu\text{g}/\text{m}^3$
			0,25	0,5	0,75				
Udeluft									40
Indeklima									
Kapillærbrydende lag	16	0-0,44	0-0,5	0-0,5*	0-0,51	1,6	81*	0,52	
Poreluft	25	0-0,3	0-0,5	0-0,6*	0-1,0	1,0	100*	1	

\* Flere målinger er under detektionsgrænsen, og derfor er den sande værdi mellem 0 og den angivne værdi.

**Tabel 5.7** Danske målinger for naphthalen (2000 – 2008) på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (fra database /1/).



**Figur 5.9** Sammenstilling af udenlandske medianværdier for naphthalen i ude- og indeluft ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

#### Konklusion

Der er kun få målinger for naphthalen i databasen, og man kan derfor ikke drage konklusioner vedrørende niveauet for naphthalen i danske boliger eller udeluften.

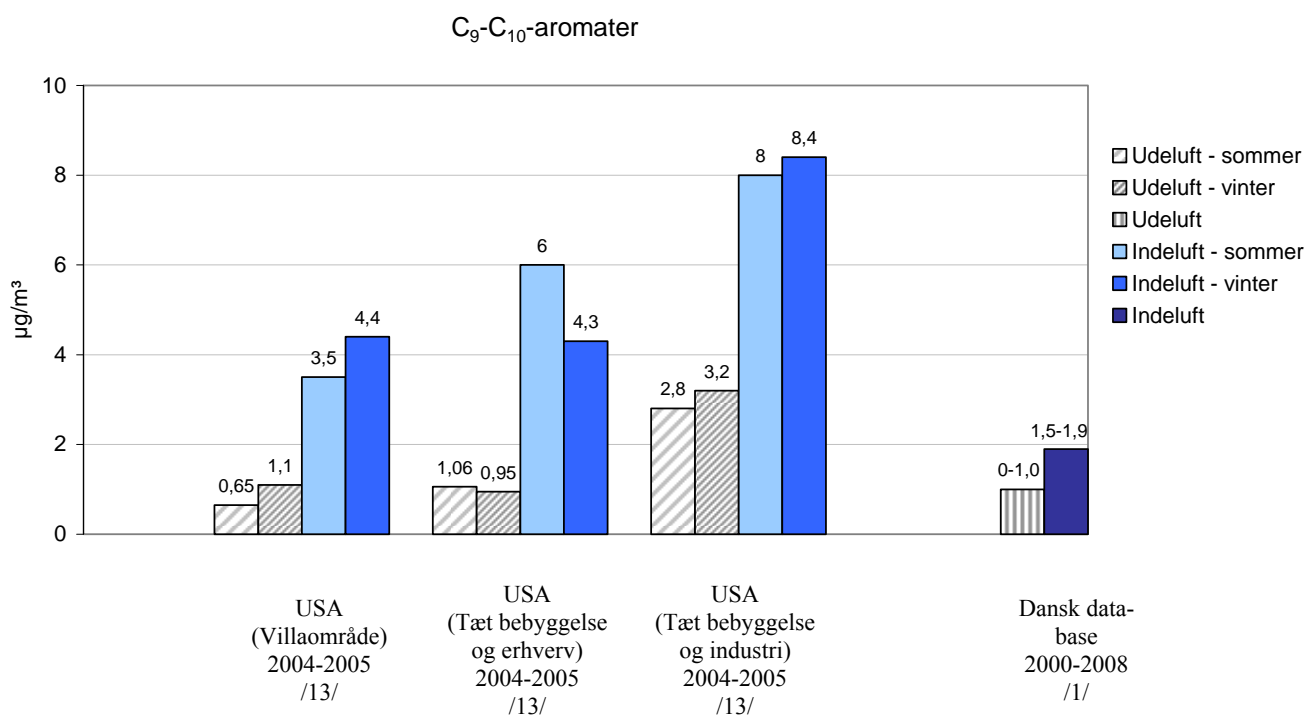
### 5.9 C<sub>9</sub>-C<sub>10</sub> aromater

I tabel 5.8 vises de statistiske parametre for de danske målinger for C<sub>9</sub>-C<sub>10</sub> aromater på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter i databasen /1/. I figur 5.10 sammenstilles disse med de udenlandske målinger, som præsenteres i bilag 2.

	Antal data	Min.	Fraktiler			Skønnet max. værdi	% under det.gr.	Max. det.gr. $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Afdampningskriteriet /22/ $\mu\text{g}/\text{m}^3$
			0,25	0,5	0,75				
Udeluft	38	0-0,10	0-0,62	0-1,0	1,1-2,1	2,5	58*	2,5	30
Indeklima	47	0-0,5	0,8-1,05	1,5-1,9	2,55	4,9	19	2,1	
Kapillarbrydende lag	16	0-0,44	0-0,5	0-0,5	0-0,51	1,6	81*	0,52	
Poreluft	25	0-0,3	0-0,5	0-0,6	0-1,0	1,0	100*	1	

\* Flere målinger er under detektionsgrænsen, og derfor er den sande værdi mellem 0 og den angivne værdi.

**Tabel 5.8** Danske målinger for C<sub>9</sub>-C<sub>10</sub> aromater (2000 – 2008) på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (fra database /1/).



**Figur 5.10** Sammenstilling af udenlandske og danske medianværdier for C<sub>9</sub>-C<sub>10</sub> aromater i ude- og indeluft ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

#### Konklusion

Som det ses af figur 5.10, er der højere værdier for C<sub>9</sub>-C<sub>10</sub> aromater i indeklimaet end i udeluften. Desuden viser de danske målinger de samme tendenser og niveauer som de udenlandske målinger.

## 5.10 Sum af kulbrinter - herunder C<sub>9</sub>-C<sub>10</sub> aromater

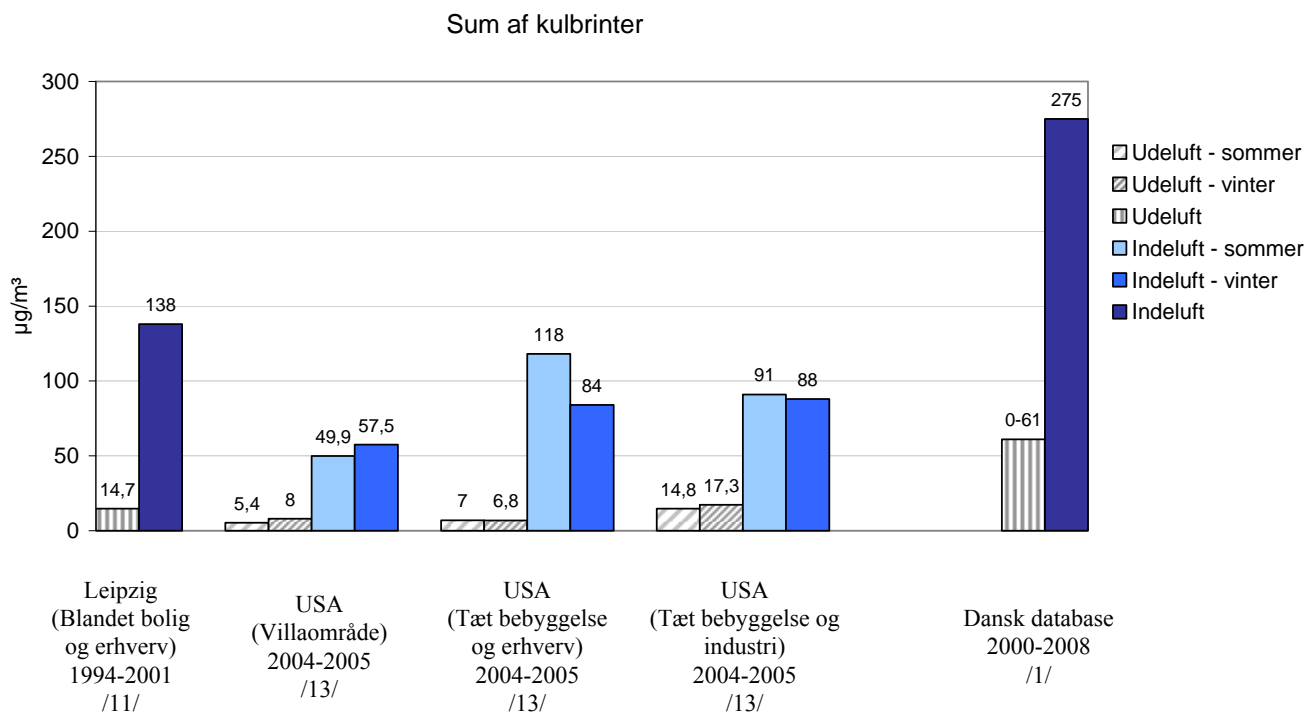
Udenlandske undersøgelser af flygtige kulbrinter (VOC) i udeluft og indeklima omfatter ofte analyser af mange specifikke kulbrinter, mens man i Danmark foretager en GC-FID screening og summerer alle de stoffer, der detekteres med den angivne metode, inklusive ukendte stoffer. Begrebet “sum af kulbrinter” (totalkulbrinter) er en analyse for alle mulige former for kulbrinter, og der kan derfor ikke skelnes mellem kulbrinter fra benzin- og olieprodukter og kulbrinter, som stammer fra materialer og anvendte forbrugsprodukter i den pågældende bolig.

I tabel 5.9 vises de statistiske parametre for de danske målinger for sum af kulbrinter på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter i databasen /1/. I figur 5.11 sammenstilles disse med de udenlandske målinger, som præsenteres i bilag 2.

	Antal data	Min.	Fraktiler			Skønnet max. værdi	% under det.gr.	Max. det.gr. $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Afdampningskriteriet /22/ $\mu\text{g}/\text{m}^3$
			0,25	0,5	0,75				
Udeluft	44	0-25	0-50	0-61*	0-80	97-100	84*	100	100
Indeklima	70	0-49	150	275	430	650	10	90	
Kapillarbrydende lag	56	0-50	0-50	0-50*	0-79	91-100	82*	100	
Poreluft	54	0-43	0-50	0-61*	0-74	100	89*	100	

\* Flere målinger er under detektionsgrænsen, og derfor er den sande værdi mellem 0 og den angivne værdi.

**Tabel 5.9** Danske målinger for sum af kulbrinter (2000 – 2008) på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (fra database /1/).



**Figur 5.11** Sammenstilling af udenlandske og danske medianværdier for sum af kulbrinter i ude- og indeluft ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

#### Konklusion

Som det ses af figur 5.11, er der væsentligt højere værdier for sum af kulbrinter i indeklimaet end i udeluften. Herudover er de danske målinger væsentligt højere end de udenlandske målinger.

I Danmark er sum af kulbrinter (totalkulbrinter) beregnet som arealet af alle toppe i kromatogrammet i henhold til en standard kulbrinte, mens der i de udenlandske undersøgelser typisk er tale om en kvantificering og summering af en række specifikke stoffer.

#### 5.11 Konklusioner vedrørende baggrundsværdier

Udeluft i land-områder er mindre forurenet

Generelt har udenlandske målinger vist, at kulbrintekonzentrationerne (VOC) i byer med tæt bebyggelse og industriområder er højere end i byer hovedsagelig bestående af villaområder /5/.

Forskel mellem udeluft og indeluft

Flere af de udenlandske undersøgelser har dokumenteret, at kulbrintekonzentrationerne er væsentligt højere i indeklimaet i boliger end i udeluften.

Årstidsvariationer Det samlede VOC-indhold i indeklimaet i boliger var i nogle undersøgelser højere om vinteren end om sommeren /11, 64/, men forskel mellem sommer- og vintermålinger er ikke fundet signifikant i andre undersøgelser /14, 68/.

Generelt er der en tendens til lavere udeluftkoncentrationer om sommeren end om vinteren.

I tabel 5.10 er intervallet for medianværdierne for de udenlandske referencemålinger sammenstillet med de danske målinger på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter.

	Udeluft		Indeklima		Afdampningskriterium
	Udland	Danmark*	Udland	Danmark*	
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$				
Benzen	0,21-1,7	0,48	0,94-2,24	0,80	0,13
Toluen	0,8-5,2	1,8	5,6-19	7,3	400
Xylener	0,7-2,7	0,8-0,87	2-4,5	3,0	100
Ethylbenzen	0,2-0,93	0,18-0,3	0,74-1,5	0,75	
C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> aromater	0,65-3,2	0-1,0***	3,5-8,4	1,5-1,9	30
Flygtige kulbrinter (sum af kulbrinter)	5,4-17**	0-62**/**	50-138**	275**	100

\* Danske målinger (2000 – 2008) på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter.

\*\* Udenlandske og danske målinger er ikke sammenlignelige grundet forskellige analysemetoder.

\*\*\* Flere målinger er under detektionsgrænsen, og derfor er den sande værdi mellem 0 og den angivne værdi.

**Tabel 5.10** Sammenstilling af danske og udenlandske målinger.

Som det ses af tabel 5.10, er de danske målinger typisk på samme niveau som de udenlandske referencemålinger, dog med undtagelse af værdierne for sum af kulbrinter (totalkulbrinter).

I Danmark er parameteren “sum af kulbrinter” (totalkulbrinter) beregnet som arealet af alle toppe i kromatogrammet i forhold til en standard kulbrinte, mens der i de udenlandske undersøgelser typisk er tale om en kvantificering og summering af en række specifikke af flygtige kulbrinter.

For de danske benzenmålinger er der ved datasortering efter årstal, geografiske områder og boligalder foretaget en følsomhedsberegning af konsekvenser. Såfremt alle data fra før 2006 frasorteres, er medianværdien for benzen i udeluften uændret (0,49  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), men faldende for indeklimaet fra 0,80 til 0,74  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Forskellen er ikke signifikant. Der er ligeledes ingen signifikant forskel i resultaterne fra de enkelte regioner, og der er kun få da-

ta til vurdering af boligalderens betydning for indeklimate målinger.

Såfremt en måling i udeluften eller indeklimaet er inden for eller mindre end intervallet for de danske medianværdier, er prøven sandsynligvis ikke signifikant påvirket af afdampning fra en jord- eller grundvandsforurening. Som udgangspunkt bør der også foreligge en indledende undersøgelse og risikovurdering af den potentielle indeklimate påvirkning.

Målinger, som ligger højere end medianværdien, kan være upåvirkede af afdampning fra jord- eller grundvandsforurening, men kan også være påvirkede, idet de danske målinger repræsenterer evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter.

Såfremt målinger overstiger værdien svarende til 75 % fraktil, vil de antageligt være lettere påvirkede af forurening. Forureningskilder i indeklimaet kan dog stadig skyldes bygningsmaterialer, boliginventar, husholdningskemikalier eller fra hobbyaktiviteter eller forureningsbidrag fra udeluften.



## 6. Baggrundsniveauer for chlorerede opløsningsmidler

I dette kapitel opsummeres resultater vedrørende baggrundsniveauer for chlorerede opløsningsmidler baseret på relevante literaturkilder i Danmark og udlandet samt danske måledata. De danske målinger (2000 – 2008) fra evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter er samlet i en database for Videncenter for Jordforurening, jf. afsnit 4.2 og bilag 1 /1/.

### 6.1 Udenlandske målinger

Udenlandske målinger har vist, at tetrachlorethylen- og trichlorethylenkoncentrationer i udeluften er lavere i landområderne end i byerne, samt at typiske niveauer i 1990'erne lå fra 0,1 – 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  /5/.

Forhold mellem udeluft og indeklima

I Leipzig, Tyskland, er der i perioden fra 1994 frem til 2001 foretaget 222 udendørsmålinger og 1.499 passive målinger (over 4 uger) i tilfældige lejligheder på lokaliteter med blandet bolig og erhverv, hvor der ikke er kendskab til jord- eller grundvandsforurening.

I Michigan, USA, er der i tre byer med en stigende grad af boligthed og industri (Ann Arbor/villaområder, Ypsilanti/tæt bebyggelse og erhverv og Dearborn/tæt bebyggelse og industri) målt indhold af chlorerede kulbrinter på 227 udendørs steder samt i 159 boliger /13/. Målingerne er udført i perioden 2004-2005. Målinger under detektionsgrænserne blev sat til halvdelen af den pålydende værdi.

VOC-bidrag til indeklima

Desuden er det vurderet, at kilder i udeluften bidrager med op til 50 % af baggrundsværdierne i indeluften med stoffer såsom tetrachlorethylen, trichlorethylen og tetrachlormethan /15/.

Forhold mellem udeluft og indeklima

WHO rapporterer, at koncentrationer af chlorerede opløsningsmidler generelt er højere i indeklimaet end i udeluften, og at niveauet er højere for boliger og lejligheder tæt på renserier, samt hos personer, som arbejder i renserier /5/.

Chloroform nævnes desuden som et stof, der bidrager til indeklimaet i lande, hvor der foretages kloring af drikkevand, og hvor der bruges klorin i husholdningen /15/.

Der foreligger ingen litteratur om baggrunds niveauer for vinylchlorid eller dichlorethylener i indeklimaet; sandsynligvis fordi det forventede baggrunds niveau ligger lavere end detektionsgrænserne for de gængse analysemetoder.

## 6.2 Danske undersøgelser

Der foretages ingen landsdækkende monitoring af chlorerede opløsningsmidler i udeluften i Danmark. I forbindelse med forureningsundersøgelser udtages derimod typisk udeluftmålinger til vurdering af forholdene og som sammenligningsgrundlag for indeklimatemålinger. De fleste industrier har fundet erstatning for chlorerede opløsningsmidler, og luftemissionen forventes dermed at være aftagende.

Metalindustrier og renserier

Chlorerede opløsningsmidler har i større mængder været anvendt som affedtningsmidler i en række metalindustrier og desuden i renserier til rensning af tøj og andre tekstiler. De normale kilder i indeklimasager er dog ofte afdampning fra jord- og grundvandsforureninger.

Bidrag fra rensede tøj

Til vurdering af det normale niveau i danske boliger er der i Miljørapport nr. 651 fra 2001 om interne og eksterne kilder til tetrachlorethylen i boliger /10/ i 24 referenceboliger analyseret for tetrachlorethylen, hvor niveauet lå mellem mindre end 0,02 og 2,2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Disse værdier indgår i databasen hos Videntcenter for Jordforurening /1/. For parcelhuse i åbne landområder var niveauet omkring 0,027  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , mens niveauet for lejligheder i tætte byområder var omkring 0,15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  /10/. Rapporten belyste desuden, at rensning af tøj eller tekstiler kan medføre en væsentlig indeklimatepåvirkning. I værste fald kunne gennemsnitsbidraget til indeklimaet i en lille dårligt ventileret lejlighed over 14 dage efter afhentning af nyrenset tøj eller tekstiler være op til 92  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  i rummet, hvor tøjet blev opbevaret, og op til 27  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  i hele boligen. Derimod var der i et velventileret parcelhus et gennemsnitsbidrag over 14 dage på henholdsvis 13 og 5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  /10/.

Den gennemsnitlige belastning i indeklimaet i lejligheder over renserier var i 2005 efter tiltag i henhold til bekendtgørelse nr. 532 af 18. juni 2003 (Renserbekendtgørelse) reduceret til 300  $\mu\text{g}$  tetrachlorethylen / $\text{m}^3$ , svarende til en medianværdi på 64  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (dvs. indeklimatebidraget i 50 % af lejlighederne var mindre end 64  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) /9/.

### 6.3 Typiske kilder til chlorerede opløsningsmidler

Typiske kilder til chlorerede opløsningsmidler i udeluften og indeklimaet i boliger er opsummeret i tabel 6.1.

	Udeluften	Indeklimaet
Tetrachlorethylen	Renseri Metalaffedtningsmiddel Opløsningsmiddel	Renset tøj og tekstiler Tidligere i pletrensere- og malervareprodukter
Trichlorethylen	Metalaffedtningsmiddel Opløsningsmiddel	Lim Tidligere i pletrensere- og malervareprodukter Skrivemaskine korrektionslak
1,1,1-Trichlorethan	Metalaffedtningsmiddel Opløsningsmiddel Metalskæreolier	Opløsningsmiddel i bl.a. lim, maling, blæk, lak og skrivemaskine korrektionslak og i aerosoler Blæk Elektronik
Tetrachlormethan	Produktion af CFC-forbindelser Opløsningsmiddel	Lavalamper Brandslukker Rensemiddel
Chloroform	Naturligt forekommende, f.eks. under granskov Dannes ved klorering af vand, boringer og andre installationer Opløsningsmiddel Produktion af CFC-forbindelser	Tidligere anvendt som konserverings- og opløsningsmiddel i medicin Brusevand, såfremt postevand er behandlet ved klorering
Cis-1,2-Dichlorethylen	Opløsningsmiddel (voks og gummi) Nedbrydningsprodukt af PCE og TCE	
Vinylchlorid	Industri (fremstilling af PVC-plast og blandingspolymerer) Nedbrydningsprodukt af PCE, TCE og DCE	

**Tabel 6.1** Oversigt over typiske kilder til chlorerede opløsningsmidler i udeluft og indeklima.

### 6.4 Tetrachlorethylen (TeCE el. PCE)

I tabel 6.2 vises de statistiske parametre for de danske målinger for tetrachlorethylen på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter i databasen /1/. I figur 6.1 sammenstilles disse med de udenlandske målinger, som præsenteres i bilag 2.

	Antal data	Min.	Fraktiler			Skønnet max. værdi	% under det.gr.	Max. det.gr. $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Afdampningskriteriet /22/ $\mu\text{g}/\text{m}^3$
			0,25	<b>0,5</b>	0,75				
Udeluft	59	0-0,05	0-0,13	<b>0-0,2</b>	0,3-0,36	1,0	54*	0,5	6
Indeklima	205	0-0,02	0,26	<b>0,51</b>	1,20	2,5	11	0,2	
Kapillarbrydende lag	53	0-0,10	0-0,10	<b>0-0,10</b>	0-0,1	0,90	85*	0,18	
Poreluft	52	0-0,10	0-0,26	<b>0-0,5</b>	0,23-0,5	1,0	63*	0,5	

\* Flere målinger er under detektionsgrænsen, og derfor er den sande værdi mellem 0 og den angivne værdi.

**Tabel 6.2** Danske målinger for tetrachlorethylen (2000 – 2008) på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (fra database /1/).

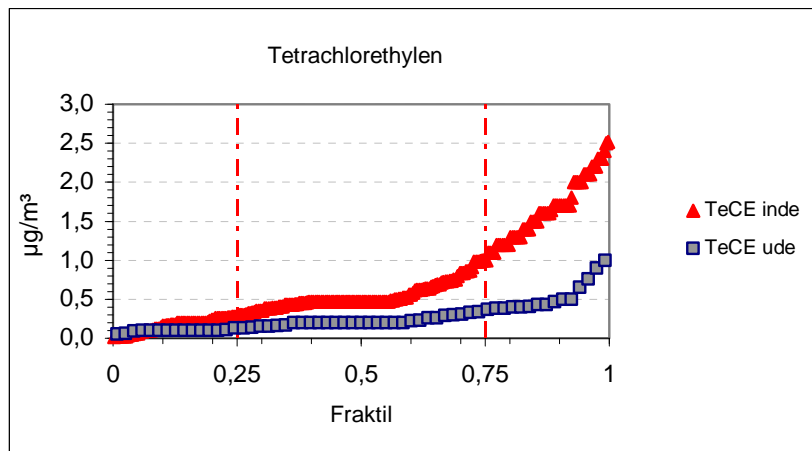
#### Følsomhedsberegninger

Såfremt der medtages målinger med TeCE-indhold på op til  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , stiger medianværdien for udeluften fra 0-0,2 til 0,15-0,22  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  og for indeklimaet fra 0,51 til 0,84  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , hvilket er en signifikant stigning ( $p < 0,05$ ).

Såfremt der også medtages data fra 1994 frem til 2008, er der ingen ændring i medianværdien for udeluften (0-0,2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Såfremt alle data fra før 2006 frasorteres, er medianværdien for udeluften (0- 0,2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), og indeklimaet (0,51  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) er uændret.

For udeluftdata er der foretaget en sortering efter regioner, som medfører spredning i medianværdierne fra 0,13 til 0,30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Men regionerne kan ikke sammenlignes, fordi der er få målinger og stor spredning i værdierne.

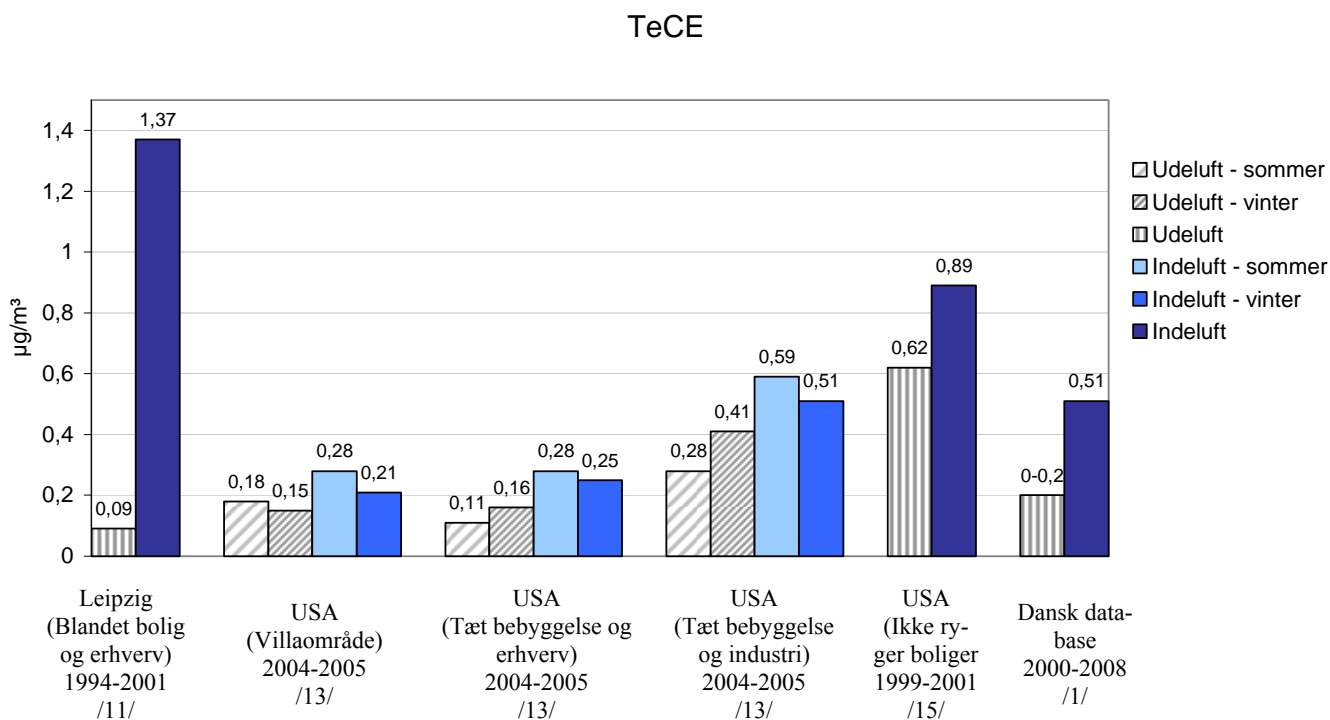
Der er en signifikant forskel mellem medianværdien for indeklimabidrag i boliger fra før 1950 (0,61  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $n=145$ ) og for boliger opført fra 1950-1970 (0,81  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $n=31$ ), men det vurderes alligevel, at der er for få målinger på boliger i perioden 1950-1970 til kunne at drage en entydig konklusion.



Målinger under detektionsgrænsen vises med pålydende værdi

**Figur 6.1** Fraktilplot for tetrachlorethylen i udeluft og indeluft.

I figur 6.1 vises et fraktilplot for tetrachlorethylenindhold i inde- og udeluft. I højre side af plottet, dvs. større end 75 % fraktile, ses højere værdier i indeklimaet end i udeluften, hvilket indikerer indendørs kilder.



**Figur 6.2** Sammenstilling af udenlandske og danske medianværdier for tetrachlorethylen i ude- og indeluft ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Som det ses af figur 6.2, er der højere værdier for tetrachlorethylen i indeklimaet end i udeluften. Desuden viser de

danske målinger de samme tendenser og niveauer som de udenlandske målinger.

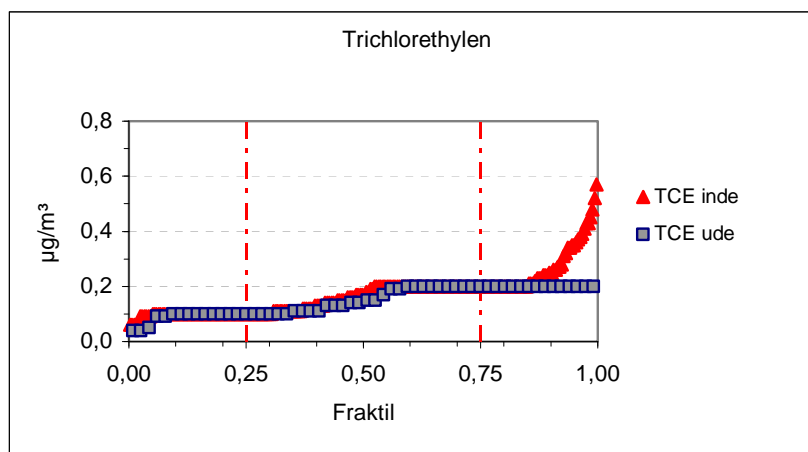
## 6.5 Trichlorethylen (TCE)

I tabel 6.3 vises de statistiske parametre for de danske målinger for trichlorethylen på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter i databasen /1/. I figur 6.2 sammenstilles disse med de udenlandske målinger, som præsenteres i bilag 2.

	Antal data	Min.	Fraktiler			Skønnet max. værdi	% under det.gr.	Max. det.gr. $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Afdampningskriteriet /22/ $\mu\text{g}/\text{m}^3$
			0,25	0,5	0,75				
Udeluft	58	0-0,04	0-0,10	0-0,15	0-0,2	0,2	86*	0,2	1
Indeklima	228	0-0,06	0-0,1	0-0,17	0,14-0,2	0,6	67*	0,2	
Kapillarbrydende lag	52	0-0,09	0-0,10	0-0,1	0-0,1	0-0,18	100*	0,18	
Poreluft	29	0-0,10	0-0,12	0-0,15	0-0,2	0,14-0,2	97*	0,2	

\* Flere målinger er under detektionsgrænsen, og derfor er den sande værdi mellem 0 og den angivne værdi.

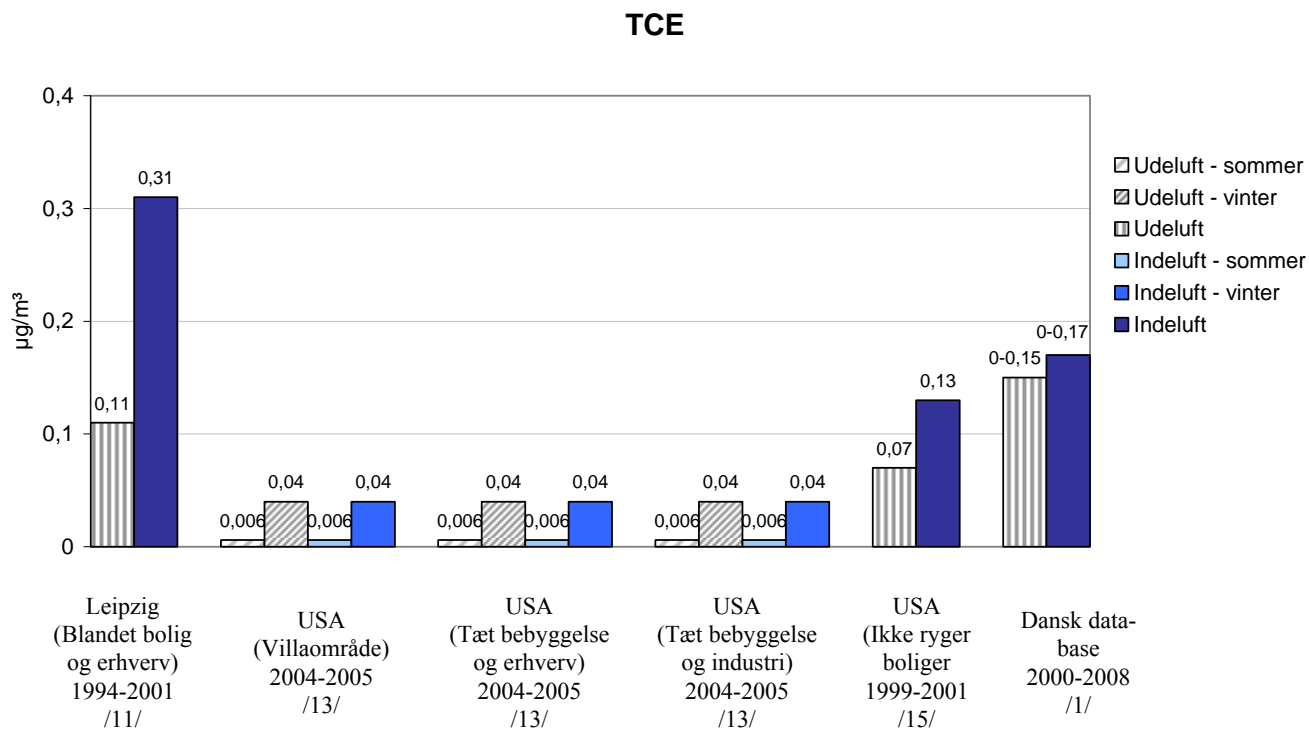
**Tabel 6.3** Danske målinger for trichlorethylen (2000 – 2008) på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (fra database /1/).



Målinger under detektionsgrænsen vises med pålydende værdi.

**Figur 6.3** Fraktilplot for trichlorethylen i ude- og indeluft.

I figur 6.3 vises et fraktilplot for trichlorethylen i inde- og udeluft. Som det kan ses af figuren, er fordelingen af luftkoncentrationer meget ens, og der ses kun nogle få høje værdier for trichlorethylen i indeklimaet.



**Figur 6.4** Sammenstilling af udenlandske og danske medianværdier for trichlorethylen i ude- og indeluft ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

#### Konklusion

Som det ses af figur 6.4, er der en tendens til højere værdier for trichlorethylen i indeklimaet end i udeluften. De danske målinger er i intervallet fra 0 – 0,17  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , idet de fleste målinger er mindre end detektionsgrænsen, som typisk ligger på 0,2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  og dermed vurderes at være på samme niveau som de udenlandske målinger.

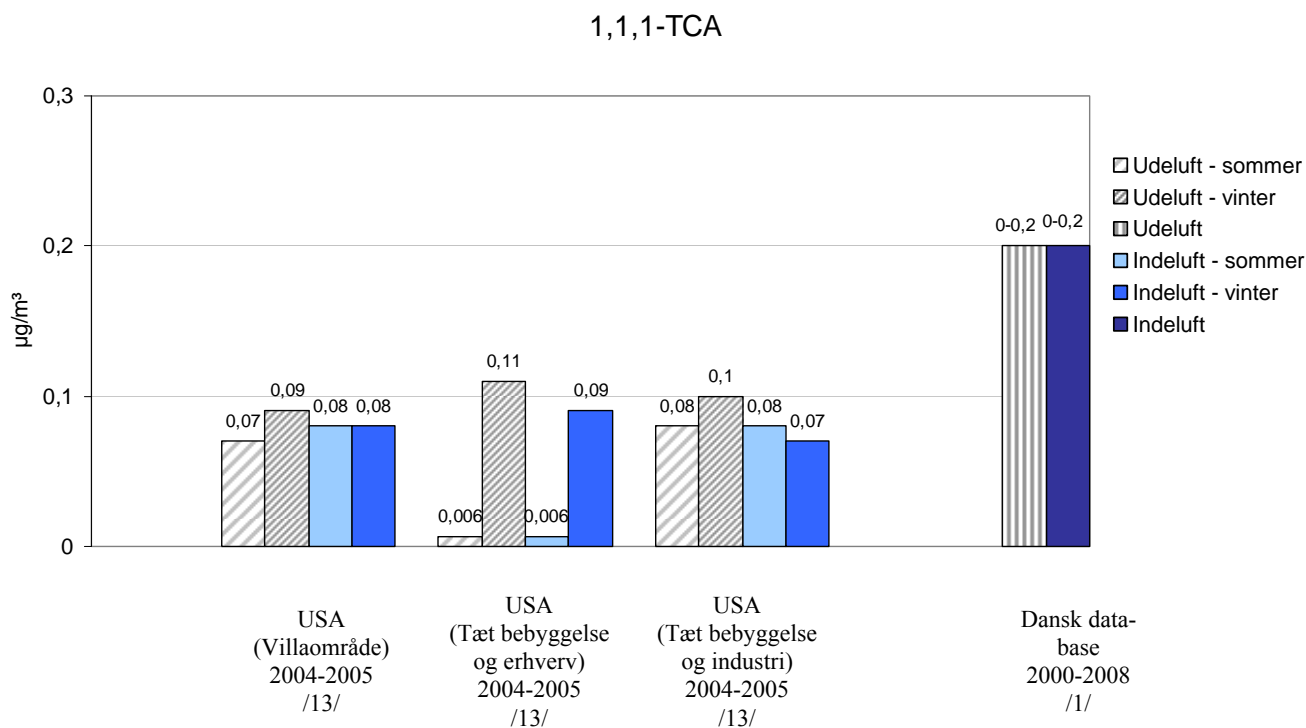
#### 6.6 1,1,1-trichlorethan (TCA)

I tabel 6.4 vises de statistiske parametre for de danske målinger for 1,1,1-trichlorethan på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter i databasen /1/. I figur 6.5 sammenstilles disse med de udenlandske målinger, som præsenteres i bilag 2.

	Antal data	Min.	Fraktiler			Skønnet max. værdi	% under det. gr.	Max. det. gr. $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Afdampningskriteriet /22/ $\mu\text{g}/\text{m}^3$
			0,25	0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	0,75				
Udeluft	35	0-0,1	0-0,15	0-0,20	0-0,2	0,2	83*	0,2	500
Indeklima	158	0-0,1	0-0,1	0-0,20	0-0,2	0,5	75*	0,17	
Kapillarbrydende lag	65	0-0,09	0-0,10	0-0,1	0-0,25	0,4-0,8	89*	0,80	
Poreluft	76	0-0,10	0-0,2	0-0,5	0-0,5	0,18-0,91	96*	0,67	

\* Flere målinger er under detektionsgrænsen, og derfor er den sande værdi mellem 0 og den angivne værdi.

**Tabel 6.4** Danske målinger for 1,1,1-trichlorethan (2000 – 2008) på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (fra database /1/).



**Figur 6.5** Sammenstilling af udenlandske og danske medianværdier for 1,1,1-trichlorethan i ude- og indeluft ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

#### Konklusion

Som det ses af figur 6.5, er niveauerne for 1,1,1-trichlorethan generelt lave. De danske målinger er i intervallet fra 0 – 0,2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , idet de fleste målinger er mindre end detektionsgrænsen, som typisk ligger på 0,2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  og dermed vurderes at være på samme niveau som de udenlandske målinger.



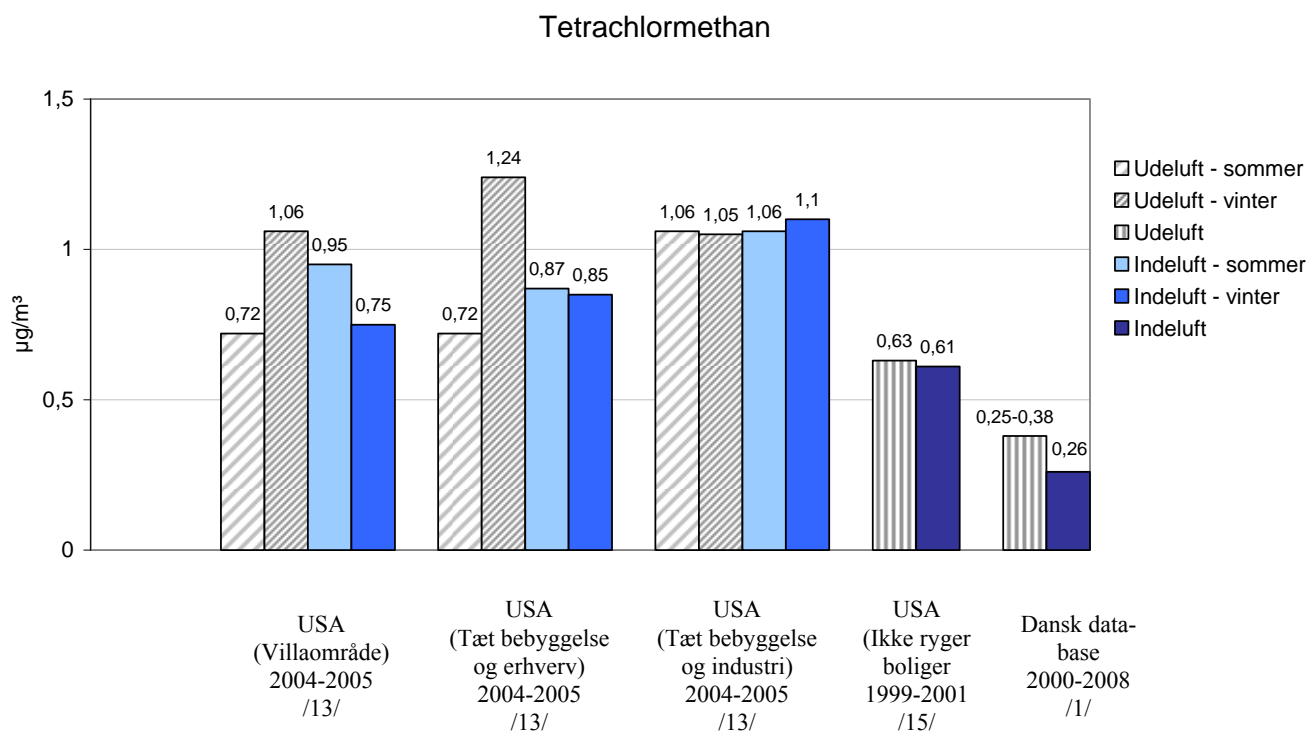
## 6.7 Tetrachlormethan (TeCM)

I tabel 6.5 vises de statistiske parametre for de danske målinger for tetrachlormethan på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter i databasen /1/. I figur 6.6 sammenstilles disse med de udenlandske målinger, som præsenteres i bilag 2.

	Antal data	Min.	Fraktiler			Skønnet max. værdi	% under det.gr.	Max. det.gr. $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Afdampningskriteriet /22/ $\mu\text{g}/\text{m}^3$
			0,25	<b>0,5</b>	0,75				
Udeluft	34	0-0,14	0-0,23	<b>0,25-0,38</b>	0,41-0,47	0,7	32	0,69	5
Indeklima	170	0-0,1	0,19-0,2	<b>0,25</b>	0,29	0,5	14	0,47	
Kapillarbrydende lag	18	0-0,26	0,4	<b>0,43</b>	0,57	0,62	6	0,3	
Poreluft	56	0-0,10	0-0,28	<b>0-0,5</b>	0-0,5	0,59-0,67	77*	0,67	

\* Flere målinger er under detektionsgrænsen, og derfor er den sande værdi mellem 0 og den angivne værdi.

**Tabel 6.5** Danske målinger for tetrachlormethan (2000 – 2008) på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (fra database /1/).



**Figur 6.6** Sammenstilling af udenlandske og danske medianværdier for tetrachlormethan i ude- og indeluft ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Som det ses af figur 6.6, er de danske målinger på samme niveau som de udenlandske målinger, og der er tilsyneladende ingen tendens til højere målinger i indeklimaet end i udeluften.

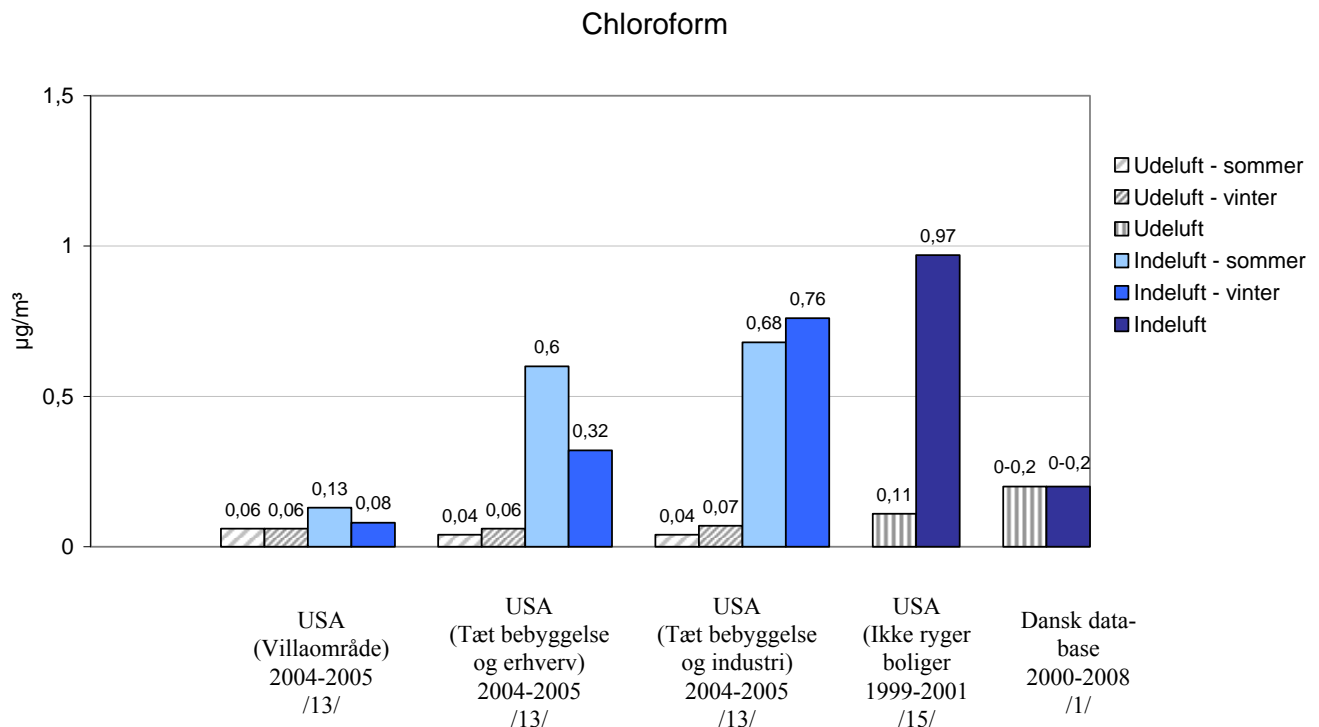
## 6.8 Chloroform (Trichlormethan (TCM))

I tabel 6.6 vises de statistiske parametre for de danske målinger for chloroform på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter i databasen /1/. I figur 6.7 sammenstilles disse med de udenlandske målinger, som præsenteres i bilag 2.

	Antal data	Min.	Fraktiler			Skønnet max. værdi	% under det.gr.	Max. det.gr. $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Afdampningskriteriet /22/ $\mu\text{g}/\text{m}^3$
			0,25	<b>0,5</b>	0,75				
Udeluft	34	0-0,10	0-0,13	<b>0-0,2</b>	0-0,2	0,4-0,5	85*	0,5	20
Indeklima	167	0-0,05	0-0,1	<b>0-0,2</b>	0-0,2	0,5	84*	0,5	
Kapillarbrydende lag	14	0-0,09	0-0,1	<b>0-0,14</b>	0-0,25	0-0,25	100*	0,25	
Poreluft	38	0-0,10	0-0,2	<b>0-0,49</b>	0-0,5	0,47-0,50	82*	0,5	

\* Flere målinger er under detektionsgrænsen, og derfor er den sande værdi mellem 0 og den angivne værdi.

**Tabel 6.6** Danske målinger for chloroform (2000 – 2008) på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (fra database /1/).



**Figur 6.7** Sammenstilling af udenlandske og danske medianværdier for chloroform i ude- og indeluft ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

#### Konklusion

Som det ses af figur 6.7, er de udenlandske målinger generelt højere i indeklimaet end i udeluften. En forklaring kan være, at drikkevand der i USA behandles med klor, som kan medføre et bidrag af chloroform til indeklimaet. De danske målinger er i intervallet fra 0 – 0,2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , idet de fleste målinger er mindre end detektionsgrænsen, som typisk ligger på 0,2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  og dermed vurderes at være på samme niveau som de udenlandske målinger for udeluften.

#### 6.9 Dichlorethylener og vinylchlorid

I tabel 6.7, 6.8, 6.9 og 6.10 vises de statistiske parametre for de danske målinger for cis-1,2-Dichlorethylen, trans-1,2-Dichlorethylen og 1,1-Dichlorethylen samt vinylchlorid på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter i databasen /1/.

Der findes kun få målinger for disse stoffer, og de fleste målinger er mindre end analysens detektionsgrænse. Dette illustreres i tabel 6.7, hvor det ses, at de fleste målinger ligger under detektionsgrænsen, hvorfor det aktuelle niveau for baggrunden i udeluften eller indeklimaet ikke er kendt og derfor angives som et interval. For eksempel er detektionsgrænsen anført i databasen

for hver af de 22 udeluftmålinger. 50 % af målinger (dvs. ca. 10 målinger) har en detektionsgrænse på mindre end 0,3 µg/m<sup>3</sup>. Derfor ved vi med sikkerhed, at 50 % af målingerne (dvs. ca. 10 målinger) har et indhold af cis 1,2-DCE på mindre end 0,3 µg/m<sup>3</sup>.

	Antal data	Min.	Fraktiler			Skønnet max. værdi	% under det.gr.	Max. det.gr. µg/m <sup>3</sup>	Afdampningskriteriet /22/ µg/m <sup>3</sup>
			0,25	0,5	0,75				
Udeluft	22	0-0,04	0-0,12	0-0,3	0-1,0	0-2,4	100*	2,4	400
Indeklima	33	0-0,07	0-0,1	0-0,2	0-0,39	3,8	82*	0,4	
Kapillarbrydende lag									
Poreluft									

\* Flere målinger er under detektionsgrænsen, og derfor er den sande værdi mellem 0 og den angivne værdi.

**Tabel 6.7** Danske målinger for cis-1,2-Dichlorethylen (2000 – 2008) på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter (µg/m<sup>3</sup>) (fra database /1/).

	Antal data	Min.	Fraktiler			Skønnet max. værdi	% under det.gr.	Max. det.gr. µg/m <sup>3</sup>	Afdampningskriteriet /22/ µg/m <sup>3</sup>
			0,25	0,5	0,75				
Udeluft	16	0-0,1	0-0,18	0-0,9	0-1,23	0-2,4	100*	2,4	400
Indeklima	14	0-0,07	0-0,1	0-0,2	0-0,2	0-0,4	100*	0,4	
Kapillarbrydende lag									
Poreluft									

\* Flere målinger er under detektionsgrænsen, og derfor er den sande værdi mellem 0 og den angivne værdi.

**Tabel 6.8** Danske målinger for trans-1,2-Dichlorethylen (2000 – 2008) på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter (µg/m<sup>3</sup>) (fra database /1/).

	Antal data	Min.	Fraktiler			Skønnet max. værdi	% under det.gr.	Max. det.gr. $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Afdampningskriteriet /22/ $\mu\text{g}/\text{m}^3$
			0,25	0,5	0,75				
Udeluft	16	0-0,1	0-0,18	0-0,85	0-1,0	0-2,4	100*	2,4	10
Indeklima	14	0-0,07	0-0,1	0-0,2	0-0,2	0-0,4	100*	0,4	
Kapillarbrydende lag									
Poreluft									

\* Flere målinger er under detektionsgrænsen, og derfor er den sande værdi mellem 0 og den angivne værdi.

**Tabel 6.9** Danske målinger for 1,1-Dichlorethylen (2000 – 2008) på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (fra database /1/).

	Antal data	Min.	Fraktiler			Skønnet max. værdi	% under det.gr.	Max. det.gr. $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Afdampningskriteriet /22/ $\mu\text{g}/\text{m}^3$
			0,25	0,5	0,75				
Udeluft	13	0-0,05	0-0,05	0-0,1	0-0,8	0-1,6	100*	1,6	0,04
Indeklima	35	0-0,01	0-0,05	0-0,05	0,03-0,05	0,05-0,14	94*	0,14	
Kapillarbrydende lag									
Poreluft									

\* Flere målinger er under detektionsgrænsen, og derfor er den sande værdi mellem 0 og den angivne værdi.

**Tabel 6.10** Danske målinger for vinylchlorid (2000 – 2008) på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (fra database /1/).

## 6.10 Konklusioner vedrørende baggrundsværdier

I tabel 6.11 er intervallet for medianværdierne for de udenlandske referencemålinger sammenstillet med de danske målinger på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter.

	Udeluft		Indeklima		Afdampningskriterium
	Udland	Danmark*	Udland	Danmark*	
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$				
Tetrachlorethylen	0,09-0,62	0-0,2**	0,28-1,37	0,51	6
Trichlorethylen	0,00-0,11	0-0,15**	0,00-0,31	0-0,17**	1
1,1,1-TCA	0,00-0,1	0-0,20**	0,00-0,09	0-0,2**	500
Tetrachlormethan	0,63-1,24	0,25-0,38**	0,61-1,1	0,24-0,26**	5
Chloroform	0,04-0,97	0-0,2**	0,13-0,97	0-0,2**	20

\* Danske målinger (2000 – 2008) på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter.

\*\* Flere målinger er under detektionsgrænsen, og derfor er den sande værdi mellem 0 og den angivne værdi.

### **Tabel 6.11** Sammenstilling af danske og udenlandske målinger.

Som det ses af tabellen, er de danske værdier typisk på samme niveau som de udenlandske referencemålinger.

For de danske tetrachlorethylenmålinger er der ved datasortering efter årstal, geografiske områder og boligalder foretaget en følsomhedsberegning af konsekvenser. Såfremt alle data fra før 2006 frasorteres, er medianværdien for udeluften ( $0-0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) og indeklimaet ( $0,51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) uændret.

Der er ligeledes ingen signifikant forskel i resultaterne fra de enkelte Regioner, og der er for få data til at kunne vurdere betydningen af boligens alder for indeklimate målinger.

Såfremt en måling i udeluften eller indeklimaet er inden for eller mindre end intervallet for de danske medianværdier, er prøven sandsynligvis ikke signifikant påvirket af afdampning fra en jord- eller grundvandsforurening. Som udgangspunkt skal der også foreligge indledende undersøgelser og en risikovurdering af den potentielle indeklimate påvirkning.

Målinger, som ligger højere end medianværdien, kan være upåvirkede af afdampning fra jord- eller grundvandsforurening, men kan også være påvirkede, idet de danske målinger repræsenterer evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter.

Såfremt målinger overstiger værdien svarende til 75 % fraktilen, vil de antagelig være lettere påvirkede af forurening. Forureningsbidraget kan dog stadig skyldes forurening i udeluften eller afdampning fra tøjrrens m.v.

## 7. Toksikologi og grænseværdier

I dette kapitel gennemgås principperne for opsætning af grænseværdier for luftforurening. Herefter oplistes de gældende grænseværdier for hvert stof, og det toksikologiske grundlag for værdifastsættelsen gennemgås.

Formålet med den toksikologiske gennemgang er at præsentere stoffernes toksikologiske egenskaber med henblik på opstilling af prioriteringsniveauer, se kapitel 8.

### 7.1 De kritiske effekter

Ved fastsættelse af et luftkvalitetskriterium identificeres de kritiske effekter og ved hvilke doser (koncentrationer), de pågældende effekter optræder. Der sondres her mellem lette effekter og de mere alvorligt forløbende effekter, og sammenhængen mellem dosis og de observerede effekter vurderes. Desuden sondres der mellem systemiske og lokale effekter, samt hvorvidt effekter observeret hos forsøgsdyr er relevante for mennesker /19/. Flere stoffer kan medføre både lokale og systemiske effekter, og for mange effekter findes der en nedre grænse for koncentrationen, hvorunder der ikke ses effekter (en tærskelværdi, jf. afsnit 7.2.1.).

#### 7.1.1 Kræftfremkaldende eller mutagene effekter

Ved den kvalitative vurdering af et stofs kræftfremkaldende effekt tages stilling til, om det er sandsynligt, at stoffet er kræftfremkaldende hos mennesker. Kræftfremkaldende stoffer klassificeres af Miljøstyrelsen i følgende grupper /19, 26/:

- Carc1. Stoffer, der vides at fremkalde kræft hos mennesket. Der foreligger tilstrækkelig dokumentation for en årsags-sammenhæng mellem menneskets udsættelse for stoffet og udvikling af kræft. Stoffer klassificeres i denne kategori på baggrund af epidemiologiske undersøgelser /19, 26/.
- Carc2. Stoffer, der bør anses for at fremkalde kræft hos mennesket. Der foreligger tilstrækkelig dokumentation til at nære stærk formodning om, at stoffets påvirkning af mennesker kan fremkalde kræft, generelt på grundlag af egnede langtidsforsøg med dyr samt andre relevante oplysninger. Der skal enten foreligge positive resultater fra to dyrearter

eller klart positiv effekt fra én dyreart støttet af blandt andet data vedrørende genotoksicitet, metaboliske eller biokemiske undersøgelser, forekomst af godartede tumorer, strukturmæssige ligheder med andre kræftfremkaldende stoffer, eller data fra epidemiologiske undersøgelser, som tyder på en forbindelse /19, 26/.

- Carc3. Stoffer, der giver anledning til betænkelighed, da de muligvis kan fremkalde kræft hos mennesket. Der foreligger ikke tilstrækkelige oplysninger til at foretage en tilfredsstillende vurdering /19, 26/.

Et mutagen er et stof, som fremkalder eller øger antallet af mutationer. En mutation er en permanent ændring i arvemassen eller strukturen i det genetiske materiale i en organisme. Mutagene stoffer klassificeres i følgende grupper /19, 26/:

- Mut1. Stoffer, der vides at have mutagene virkninger på mennesket. Der foreligger tilstrækkelig dokumentation for en årsagssammenhæng mellem stoffets påvirkning af mennesket og arvelige skader på det genetiske materiale fra epidemiologiske undersøgelser vedrørende human mutation. Eksempler på sådanne stoffer kendes ikke til dato /19, 26/.
- Mut2. Stoffer, der bør anses for at have mutagene virkninger på mennesket. Der foreligger tilstrækkelig dokumentation til at nære stærk formodning om, at stoffets påvirkning af mennesket kan resultere i arvelige skader på det genetiske materiale, generelt på grundlag af egnede langtidsforsøg med dyr og/eller andre relevante oplysninger /19, 26/.
- Mut3. Stoffer, der giver anledning til betænkelighed, da de muligvis har mutagene virkninger. Der foreligger dokumentation fra mutagenicitetsundersøgelser, men den er utilstrækkelig til at placere stoffet i kategori Mut2 /19, 26/.

### **7.1.2 Systemiske effekter**

For de fleste typer af systemiske effekter (effekter som påvirker forskellige organer i kroppen, for eksempel effekter som skyldes opløsningsmidler) anses det for at være den samlede dosis, og ikke stoffets koncentration i luften, der er af betydning for udvikling af disse effekter /19/.

Dette betyder, at der - såfremt der ikke sker en øget eksponering fra andre medier - kan accepteres højere koncentrationer over en



kortere periode (dage, uger, måneder) eller mindre overskridelser over en lidt længere tidsperiode (måneder, år) /18, 19/.

### **7.1.3 Lokale effekter**

For visse lokale effekter (effekter, der optræder lokalt i luftvejene samt direkte effekter på hud og øjne, f.eks. irritation og rødme) anses det sædvanligvis for at være stoffets koncentration i luften og ikke den samlede dosis over tid som sådan, der er af betydning for udvikling af disse effekter /18/.

### **7.1.4 Effekter på centralnervesystemet**

En lang række stoffer kan give anledning til både systemiske og lokale effekter. Eksempelvis medfører indånding af mange organiske opløsningsmidler en påvirkning af centralnervesystemet, hvilket er en systemisk effekt, men indånding af organiske opløsningsmidler kan også give anledning til irritation eller skader i luftvejene, hvilket er lokale effekter /18/.

### **7.1.5 Stoffer, der medfører lugtgener**

Nogle kemiske stoffer har en meget kraftig lugt, som kan lugtes i koncentrationer mindre end det sundhedsbaserede luftkvalitetskriterium.

Luftkvalitetskriteriet for denne type stoffer fastsættes til 1/3 af 50 %-lugtgrænsen. Dette svarer til, at ca. 1-5 % af befolkningen under optimale betingelser vil kunne fornemme lugten /18, 19/.

Lugtgrænsen defineres som den koncentration i luften, hvorved 50 % af et lugtpanel (kontrolleret laboratorieforsøg med bestemmelse af lugtgrænse med frivillige forsøgspersoner) kan registrere lugten.

Det skal bemærkes, at lugtgrænser angivet i litteraturen kan variere voldsomt (flere størrelsesordner). Dette skyldes, at metoder til bestemmelse af lugtgrænser varierer meget, alt efter hvor og hvornår de er foretaget, ligesom der kan være tale om undersøgelser af forskellige stofkvaliteter, hvor stofferne ikke er entydigt definerede /19/.

## 7.2 Principper for fastsættelse af luftkvalitetskriterier

Principper for fastsættelse af luftkvalitetskriterier er beskrevet i en vejledning fra Miljøstyrelsen fra 2005 samt i et miljøprojekt fra 2004 /18, 19/.

Højt beskyttelsesniveau	Luftkvalitetskriterierne skal opfattes som en sikkerhedsgrænse og angiver et højt beskyttelsesniveau, hvor der ikke kan forventes en effekt, selv ved eksponering gennem et helt liv /18, 19/.
	Miljøstyrelsen pointerer desuden, at kvalitetskriterierne skal opfattes som en sikkerhedsgrænse og ikke en faregrænse. Derfor vil overskridelser advare om behov for en vurdering af potentielle problemer og iværksættelse af tiltag /18/.
Tærskelværdi	En nedre grænse for koncentrationen, hvorunder der ikke ses effekter, benævnes som en tærskelværdi. Kræftfremkaldende stoffer opdeles i to grupper, enten med eller uden tærskelværdi. Stoffer med tærskelværdi virker kræftfremkaldende via påvirkning af cellernes delings- og differentieringshastighed, og for stoffer uden tærskelværdi er den kræftfremkaldende effekt en følge af stoffernes skader på cellernes arveanlæg (mutagen-/genotoksisk aktivitet) /18/.
$10^{-6}$ livstidsrisiko for kræftfremkaldende stoffer	For kræftfremkaldende stoffer uden tærskelværdi beregnes et luftkvalitetskriterium, svarende til at der accepteres en $10^{-6}$ livstidsrisiko. En $10^{-6}$ livstidsrisiko betyder, at der statistisk set vil opstå 1 kræfttilfælde blandt én million mennesker, som er udsat for stoffet gennem et helt liv, dvs. ca. 70 år /18/.
	<b>7.2.1 Stoffer med en tærskelværdi for effekter</b>
Nul-effekt-niveau	For langt de fleste stoffers forskellige sundhedsmæssige effekter vurderes der at være en tærskelværdi, og niveauet umiddelbart under denne teoretiske tærskelværdi betegnes "nul-effekt-niveauet" /18/. Eksempler på stoffer med "nul-effekt-niveauer" er indånding af toluen og tetrachlorethylen, TeCE (PCE).
NOAEL	Nul-effekt-niveauet vil typisk være defineret i henhold til det såkaldte "No Observed Adverse Effect Level", <b>NOAEL</b> , der er den højeste af de anvendte doser, hvor der i et konkret dyreforsøg ikke er observeret den givne (skadelige) effekt /18/. <b>NOAEL</b> kan defineres i forhold til forskellige eksponeringsveje, f.eks. indtagelse eller inhalation.

- NOEL** Nul-effekt-niveauet kan også defineres i henhold til “**No Observed Effect Level**” (**NOEL**), hvor også lettere grader af effekter som påvirkning af enzymniveauer og andre effekter af ikke direkte skadelig karakter er omfattet /18/.
- LOAEL** Dosisniveauet umiddelbart over tærskelværdien betegnes laveste effektniveau og defineres i henhold til det såkaldte “**Lowest Observed Adverse Effect Level**”, **LOAEL**, der er den laveste dosis i forsøget, hvor den givne effekt er observeret /18/.
- LOEL** **LOEL (Lowest Observed Effect Level)** er den laveste dosis i forsøget, hvor også lettere grader af effekter som påvirkning af enzymniveauer og andre effekter af ikke direkte skadelig karakter er observeret /18/.
- TDI** For stoffer med en tærskelværdi kan beregnes en Tolerabel Daglig Indtagelse (**TDI**), som er et udtryk for den daglige gennemsnitsdosis (fra alle kilder), som befolkningen vurderes at kunne udsættes for (tolerere) gennem et helt livsforløb, uden at der forventes at opstå sundhedsskadelige effekter /18/. Enheden er typisk mg/kg legemsvægt pr. dag.
- UF<sub>I</sub>, UF<sub>II</sub> og UF<sub>III</sub>** Ved beregning af **TDI** anvendes en række usikkerhedsfaktorer, **UF<sub>I</sub>**, **UF<sub>II</sub>** og **UF<sub>III</sub>**, for at tage højde for følgende usikkerheder i datagrundlaget /19/:
- UF<sub>I</sub>** Usikkerhedsfaktor I anvendes for at tage højde for, at mennesker kan være mere følsomme over for et givent stof end forsøgsdyr – sættes normalt til 10
- UF<sub>II</sub>** Usikkerhedsfaktor II anvendes for at tage højde for, at nogle individer i befolkningen kan være mere følsomme over for et givent stof end den generelle befolkning (for eksempel børn, gravide, ældre, svækkede, kronisk syge) – sættes normalt til 10
- UF<sub>III</sub>** Usikkerhedsfaktor III anvendes for at tage højde for evt. manglende datakvalitet og relevans – sættes fra 1 – 100

$$TDI = \frac{NOAEL}{UF_I \times UF_{II} \times UF_{III}} \dots\dots\dots 7.1$$

Eventuelt kan NOEL (No Observed Effect Level) eller LO(A)EL/LOEL (Lowest Observed Adverse Effect Level / Lowest Observed Effect Level) også anvendes i ligning 7.1.

Ved beregning af et sundhedsmæssigt baseret luftkvalitetskriterium, LKK, vurderes det, om bidrag fra forskellige andre kilder såsom f.eks. vand og mad, vil "lægge beslag på" en del af TDI-værdien. Hvis dette vurderes at være tilfældet, allokeres en del af TDI til det pågældende medie /18/.

### 7.2.2 Stoffer uden tærskelværdi for effekter

Kræftfremkaldende stoffer uden tærskelværdi

Visse kræftfremkaldende stoffer virker gennem kemisk interaktion og ødelæggelse af cellernes arvemasse (mutagen/genotoksisk aktivitet). Eksempler er benzen, trichlorethylen og vinylchlorid.

For disse stoffer anses der ikke at være et nedre eksponeringsniveau uden øget risiko for skadevirkninger (tærskelværdi), og der anvendes ikke usikkerhedsfaktorer ved beregning af TDI. I stedet beregnes TDI ved hjælp af en matematisk model og i henhold til det risikoniveau, der kan accepteres.

I Danmark er TDI for stoffer uden tærskelværdier defineret som den daglige gennemsnitseksposering, der svarer til at der statistisk set vil opstå 1 kræfttilfælde blandt én million mennesker, som er udsat for stoffet gennem en hel livstid ( $10^{-6}$  livstidsrisiko). Andre lande og organisationer accepterer en højere risiko end Danmark, f.eks. ét ud af 100.000 mennesker ( $10^{-5}$  livstidsrisiko).

### 7.2.3 Beregning af luftkvalitetskriterium

Luftkvalitetskriterium

For beregning af et luftkvalitetskriterium, baseret på TDI for de kritiske effekter fra studier, hvor stoffet er givet via munden og angivet i enheden mg/kg legemsvægt/dag, anvendes følgende formel:

$$LKK = \frac{TDI \times f}{E_{luft}} \dots\dots\dots 7.2$$

hvor

TDI er tolerabel daglig indtagelse (mg/ kg lgv/d)

*f* er den brøkdelen af TDI, der allokeres til udeluften

$E_{\text{luft}}$  er eksponeringsvolumen via luft. Standardværdien for dagligt indåndingsvolumen er 0,5 m<sup>3</sup>/kg lgv/d for 1-5 årige børn.

Følgende fremgangsmåde anvendes, når (nul)effektniveauet NO(A)EL eller LO(A)EL for de kritiske effekter er fra studier, hvor stoffet er inhaleret og angivet som en koncentration i enheden mg/m<sup>3</sup>:

$$LKK = \frac{NOAEL \text{ (LOAEL)} \times f}{UF_I \times UF_{II} \times UF_{III}} \dots\dots\dots 7.3$$

### 7.3 Kvalitetskriterier og grænseværdier for luft

Ud over luftkvalitetskriterier anvendes i forskellige regi følgende grænseværdier ved vurdering af luftforurening:

- Afdampningskriterier (jordforurening)
- B-værdier (bidragsværdier for immission fra virksomheder)
- Arbejdstilsynets grænseværdier (arbejdsforhold).

Luftkvalitets-  
kriterium

Luftkvalitetskriterier angiver et højt beskyttelsesniveau, hvor der ikke kan forventes effekt ved udsættelse for stoffet i luften, selv ved eksponering gennem et helt liv /23/.

Luftkvalitetskriterierne udgør det sundhedsmæssige grundlag for to andre grænseværdier i luft: Afdampningskriterier i relation til afdampning fra forurenede jord og B-værdier i relation til emission fra industrier.

Afdampnings-  
kriterier

Afdampningskriteriet udtrykker det bidrag, som afdampningen fra jorden maksimalt må udgøre ved påvirkning af indeklimaet eller udeluften. Der er tale om en *bidrags*-værdi og altså ikke om en *total*-værdi. Afdampningskriteriet er som udgangspunkt lig luftkvalitetskriteriet (LKK) /22/.

B-værdier

B-værdier (**B**idragsværdier) er den luftkoncentration, hvormed den enkelte virksomhed må bidrage til luftforureningen i omgivelserne ved virksomhedens skel /23/. B-værdierne er fastsat under hensyn til, at også særligt følsomme befolkningsgrupper skal leve med dem som en konstant belastning 24 timer i døgnet. B-værdien skal overholdes som en middelværdi over en time, der ikke må overskrides mere end 1% af tiden, svarende til 7 ti-

mer pr. måned. De førnævnte luftkvalitetskriterier er opstillet i forhold til de toksikologiske vurderinger, og disse samt eventuelle administrative overvejelser er lagt til grund for B-værdierne, jf. /18, 20, 23, 71/.

På denne baggrund skelnes der mellem fire forskellige tilfælde:

- Stoffer, der har en umiddelbar akut virkning. Det kan f.eks. være stoffer, der er sensibiliserende eller slimhindeirriterende. Her fastsættes B-værdien til 1/10 af luftkvalitetskriteriet, idet det forudsættes, at immissionskoncentrationen aldrig, ud fra praktiske vurderinger, vil overskride 10 gange B-værdien.
- Stoffer, der er akut eller subkronisk virkende, men hvor påvirkning over en vis tid, f.eks. af toksikokinetiske grunde, er nødvendig for at der fremkaldes en effekt. Eksempler på sådanne stoffer er de fleste opløsningsmidler. I disse tilfælde fastsættes B-værdien til at være lig med luftkvalitetskriteriet.
- Stoffer, hvor det kun er den samlede dosis og dermed i realiteten gennemsnitskoncentrationen af stoffet, der er afgørende for effekt. Som eksempel på sådanne stoffer, kan nævnes de fleste kræftfremkaldende stoffer og et stof som f.eks. respirabel kvarts. I sådanne tilfælde fastsættes B-værdien til 40 gange luftkvalitetskriteriet. Dette er begrundet i meteorologiske spredningsberegninger, som har vist, at gennemsnitskoncentrationen målt over et år vil være ca. 1/40 af B-værdien.
- For stoffer, hvor lugten er den begrænsende faktor, fastsættes B-værdien til at være lig med luftkvalitetskriteriet.

Med andre ord vil koncentrationen i udeluften uden for skellet til en virksomhed variere på grund af meteorologiske forhold, som medfører, at eksponeringsniveauet varierer. B-værdierne justeres derfor i forhold til luftkvalitetskriterierne alt afhængig af, om de udøver en langtidseffekt baseret på den samlede dosis (for eksempel kræftfremkaldende stoffer uden tærskelværdier), om påvirkningerne opstår efter eksponering over en vis tid (typisk opløsningsmidler), om de har en umiddelbar akut virkning, eller om de medfører lugtgener.

Arbejdstilsynets  
grænseværdier

Arbejdstilsynet har udarbejdet grænseværdier, som kan anvendes som grundlag for en vurdering af de sikkerheds- og sundhedsmæssige forhold ved arbejde med stoffer og materialer /25/.

Grænseværdien gælder for stoffets gennemsnitskoncentration i løbet af en 8-timers arbejdsdag 5 dage om ugen.

Lovgrundlaget for anvendelse af arbejdsmiljøgrænseværdier indebærer, at det ikke er tilstrækkeligt blot at overholde grænseværdien; unødigt påvirkning skal undgås ved at påvirkningen nedbringes så meget som muligt under hensyn til den tekniske udvikling.

Flere stoffer i Arbejdstilsynets grænseværdiliste har en anmærkning "K", som indikerer, at stoffet mistænkes for at være kræftfremkaldende, idet der i forbindelse med vurdering af arbejdsforhold skal tages hensyn til stoffer med særlige egenskaber, f.eks. kræftfremkaldende egenskaber /25/. På Arbejdstilsynets liste optages stoffer, som klassificeres efter EU-reglerne som Carc1, 2 eller 3, jf. klassificering i listen over farlige stoffer /26/, men også stoffer, som er optaget på grund af vurderinger foretaget af IARC (International Agency for Research on Cancer).

Arbejdstilsynet har derimod ingen regler med hensyn til stofbidrag til indeklimaet i erhvervsejendomme, hvor bidraget ikke stammer fra erhvervsmæssige aktiviteter, f.eks. en underliggende jordforurening. Følgende praksis har dog hidtil været anvendt i en række sager:

*For organiske stoffer og dampe, der ikke er allergi- eller kræftfremkaldende, vil forholdene normalt kunne accepteres, såfremt der ikke måles værdier over 1/40 af Arbejdstilsynets grænseværdi.*

*For kræftfremkaldende stoffer som tetrachlorethylen (PCE) og trichlorethylen (TCE) vil forholdene normalt kunne accepteres, såfremt der ikke måles værdier over 1/200 af Arbejdstilsynets grænseværdi.*

Disse forslag til pragmatiske indeklimagrænseværdier i arbejdsmiljøet har tidligere været fremlagt i forskellige publikationer /54, 55/, men indgår ikke i de officielle vejledninger. Ved denne fremgangsmåde er beregnet en acceptabel indeklimabelastning for erhverv på henholdsvis 350 og 275 µg/m<sup>3</sup> for PCE og TCE. Arbejdstilsynet har ikke foretaget vurderinger for andre kræftfremkaldende stoffer, og der skal derfor foretages konkrete vurderinger i sager med andre stoffer end PCE og TCE.

Sundhedsstyrel-  
sens tidligere  
praksis ved  
renserisager

For forurening med tetrachlorethylen er der i renseribekendtgørelsen /60/ stillet krav om, at koncentrationer af TeCE i luften i de rum, der ligger lige over renseriet, ikke må overstige 100 µg/m<sup>3</sup> (luftkvalitetskriteriet er 6 µg/m<sup>3</sup>). Yderligere detaljer er beskrevet i miljøprojekt nr. 652 /61/, og i et notat fra Sundhedsstyrelsen til Embedslægeinstitutionen i 2003 /62/ er angivet følgende vurdering vedr. prioriteringsniveauer:

- *Koncentrationsniveauer af 6 - 100 µg TeCE/m<sup>3</sup> anses ikke for optimale, men kan tolereres i en periode.*
- *Koncentrationsniveauer af 100 - 300 µg TeCE/m<sup>3</sup> kan kun tolereres i nogle måneder.*
- *Koncentrationsniveauer over 300 µg TeCE/m<sup>3</sup> skal nedbringes inden for uger.*
- *Koncentrationer på mg størrelsesordener kan kun tolereres i nogle dage*

#### **7.4 Oversigt over toksikologi for de enkelte stoffer**

I dette afsnit beskrives for hvert stof, om der kan opstå akutte skader eller kroniske effekter efter vedvarende påvirkning, samt om stoffet medfører lugtgener. Desuden beskrives evt. kræftfremkaldende eller mutagene egenskaber. De gældende afdampningskriterier fremgår af Miljøstyrelsens webside ([www.mst.dk](http://www.mst.dk)), og bliver løbende opdateret ved nye data om stofferne.

##### **7.4.1 Benzen**

Akut toksicitet

Benzen har en lav akut toksicitet /5, 27/. Udsættelse for benzen i miljømæssigt kendte koncentrationer fører ikke til akutte skader. Ved ekstremt høje koncentrationer på mere end 150 – 1.500 mg/m<sup>3</sup> ses påvirkning af centralnervesystemet, som medfører hovedpine, kvalme og opkastning, svimmelhed, beruselse og evt. bevidstløshed /28, 70/.

Effekter ved ved-  
varende eksponering

Flere epidemiologiske undersøgelser har dokumenteret en øget hyppighed af leukæmi ved vedvarende eksponering ved niveauer helt ned til 3,2 mg/m<sup>3</sup> /5, 27/. Benzen klassificeres som et stof, der kan fremkalde kræft og forårsage arvelige genetiske skader (Carc1, Mut2) /26/.

LOAEL



ATSDR har noteret en LOAEL på 32 mg/m<sup>3</sup> og udarbejdet en MRL (minimal risikoniveau) på henholdsvis 30 og 10 µg/m<sup>3</sup> for akut og kronisk (langvarig) eksponering /28/.

Livstidsrisiko på 10<sup>-6</sup>

Benzen er af Miljøstyrelsen og Sundhedsstyrelsen vurderet til at være uden tærskelværdi /27/. WHO har vurderet, at livstidsrisikoen for at få leukæmi er som følger /5, 27/:

10<sup>-6</sup> (én ud af én million mennesker) ved 0,17 µg/m<sup>3</sup>.

10<sup>-5</sup> (10 ud af én million mennesker) ved 1,7 µg/m<sup>3</sup>.

10<sup>-4</sup> (100 ud af én million mennesker) ved 17 µg/m<sup>3</sup>.

Luftkvalitetskriteriet i Danmark er 0,13 µg/m<sup>3</sup>. Kriteriet svarer stort set til WHO's grænseværdi på 0,17 µg/m<sup>3</sup>, og er baseret på en livstidsrisiko for kræft på 10<sup>-6</sup>.

Dette beskyttelsesniveau er vanskeligt at opretholde i byer, og især i områder med tæt trafikerede vejstrækninger. Ændringer i benzinsammensætningen, højere miljøkrav til bilernes forbrænding, samt bedre trafikregulering betyder, at belastningen i udeluftten falder.

Lugtgrænsen

Lugtgrænsen for benzen er angivet til 38.000 µg/m<sup>3</sup> /21/.

Afdampningskriteriet

Afdampningskriteriet i Danmark er 0,13 µg/m<sup>3</sup> og er baseret på benzens kræftfremkaldende egenskaber.

#### 7.4.2 Toluén

Akut toksicitet

Toluén har en lav akut toksicitet /21, 72/. Ved 375.000 µg/m<sup>3</sup> ses svimmelhed, hovedpine, beruselsesfølelse og irritation af slimhinderne /21, 72/. Koncentrationsniveauer omkring 15.000.000 µg/m<sup>3</sup> (15 g/m<sup>3</sup>) har medført død /21/.

Effekter ved vedvarende eksponering

Der ses begyndende effekter ved inhalation i koncentrationer over 150.000 µg/m<sup>3</sup> /21/. Vedvarende eksponering ved høje koncentrationer på over 322.000 µg/m<sup>3</sup> påvirker centralnervesystemet og kan medføre hjerneskader (opløsningsmiddel-syndrom) og en øget aborthyppighed /5, 21/. Høje koncentrationer kan også medføre øjenskader /5/. Toluén klassificeres som et sundhedsskadeligt stof, som kan fremkalde alvorlig sundhedsfare ved længere tids påvirkning, og som muligvis kan fremkalde reproduktionstoksiske effekter (mulighed for skade på barnet under graviditeten) /26/.

Toluén anses ikke for at være kræftfremkaldende eller gentoksisk /5, 21, 26/.

LOAEL	<p>Miljøstyrelsen i /21/ angiver 150.000 µg/m<sup>3</sup> som niveauet, hvor der ses begyndende effekter ved inhalation.</p> <p>WHO anvender en LOAEL på 322 mg/m<sup>3</sup> ved beregning af WHO luftkriteriet på 260 µg toluen /m<sup>3</sup>, som en ugentlig gennemsnitsværdi /5/. De anbefaler desuden, at det maksimum koncentration skal være mindre end 1.000 µg/m<sup>3</sup> af hensyn til lugtgener.</p> <p>ATSDR (US Agency for Toxic Substances and Disease Registry) har beregnet en MRL (minimum risk level) på 300 µg/m<sup>3</sup> /29/.</p>
Lugtgrænsen	Lugtgrænsen for toluen er angivet til 1.000-41.000 µg/m <sup>3</sup> /5, 21/.
Afdampningskriteriet	Afdampningskriteriet i Danmark er 400 µg/m <sup>3</sup> og er baseret på observerede effekter på centralnervesystemet. Afdampningskriteriet vurderes desuden at beskytte de fleste individer i den almenne befolkning mod at opleve eventuelle lugtgener.
Akut toksicitet	<p><b>7.4.3 Xylener</b></p> <p>Xylener har en lav til moderat akut toksicitet /72/. Ved 400.000 µg/m<sup>3</sup> kan der opstå irritation i øjne, næse og mund, og ved højere koncentrationer ses svimmelhed, hovedpine og beruselsesfølelse /21/. Koncentrationsniveauer over 870.000 µg/m<sup>3</sup> påvirker centralnervesystemet og kan medføre en øget aborthyppighed /21/.</p>
Effekter ved vedvarende eksponering	<p>Vedvarende eksponering ved høje koncentrationer påvirker centralnervesystemet og kan medføre hjerneskader (opløsningsmidelsyndrom). Xylener klassificeres som sundhedsskadelige stoffer, som er farlige ved indånding /26/.</p> <p>Xylener anses ikke for at være kræftfremkaldende eller gentoksiske /21, 31/.</p>
LOAEL	ATSDR (US Agency for Toxic Substances and Disease Registry) har beregnet en MRL (minimum risk level) for kronisk inhalation på 220 µg/m <sup>3</sup> baseret på en LOAEL på 61 mg/m <sup>3</sup> /30/.

Lugtgrænsen      Lugtgrænsen for xylener er angivet til 400-16.000 µg/m<sup>3</sup> /5, 30/. Den lave lugtgrænse på 400 µg/m<sup>3</sup> er for o-xylen.

Afdampningskriteriet      Afdampningskriteriet i Danmark er 100 µg/m<sup>3</sup> og er baseret på observerede effekter på centralnervesystemet. Afdampningskriteriet vurderes desuden at beskytte de fleste individer i den almene befolkning mod at opleve eventuelle lugtgener.

#### **7.4.4 Ethylbenzen**

Akut toksicitet      Ethylbenzen har en lav akut toksicitet /24/. Ved 430.000 µg/m<sup>3</sup> kan der opstå irritation i øjne og luftveje, træthed og hovedpine /24/.

Effekter ved vedvarende eksponering      Vedvarende eksponering ved koncentrationer på 330.000 µg/m<sup>3</sup> medfører systemiske effekter (histologiske forandringer på nyrer, lever, lunger m.fl.). Ethylbenzen anses ikke for at være genotoksisk, men der er set godartede tumorer ved høje koncentrationer, ca. 3.300.000 µg/m<sup>3</sup> /24/. Der er en tærskelværdi for effekter.

I 2000 blev ethylbenzen af IARC (International Agency for Research on Cancer) klassificeret som et muligt kræftfremkaldende stof (gruppe 2B) /32, 33/. Ethylbenzen er med de gældende mærkningsregler klassificeret som et sundhedsskadeligt stof, som er farligt ved indånding /26/.

LOAEL      Miljøstyrelsen har anvendt en LOAEL baseret på dyreforsøg på 59.000 µg/m<sup>3</sup> ved beregning af luftkvalitetskriterium på 200 µg/m<sup>3</sup> /24/.

Lugtgrænsen      Lugtgrænsen for ethylbenzen er angivet til 270-10.000 µg/m<sup>3</sup> /24/.

Afdampningskriteriet      Afdampningskriteriet i Danmark er 200 µg/m<sup>3</sup>. Grundlaget for kriteriet er observation af systemiske effekter (nyrer, lever, lunger m.fl.) ved dyreforsøg /24/. Afdampningskriteriet vurderes desuden at beskytte de fleste individer i den almene befolkning mod at opleve eventuelle lugtgener /24/.

#### **7.4.5 C<sub>9</sub>-C<sub>10</sub> aromater**

Akut toksicitet

C<sub>9</sub>-C<sub>10</sub> aromater har en moderat akut toksicitet /24, 34/. Ved 123.000 µg/m<sup>3</sup> kan der opstå irritation i øjne og luftveje /24, 34/. Koncentrationsniveauer over 50.000-300.000 µg/m<sup>3</sup> påvirker centralnervesystemet og medfører svimmelhed, hovedpine og træthed /24/.

Effekter ved vedvarende eksponering Ved vedvarende eksponering ved koncentrationer på 820.000 µg C<sub>9</sub>-aromater/m<sup>3</sup> ses systemiske effekter (nyrer og lever) i rotter /24/. Nogle af C<sub>9</sub>-aromaterne (1,2,4-trimethylbenzen og cumen) klassificeres som sundhedsskadelige stoffer, der er farlige ved indånding og kan medføre lungeskader ved indtagelse /26/. Andre C<sub>9</sub>-aromater er klassificerede som lokalirriterende og irriterende på åndedrætsorganerne /26/.

C<sub>9</sub>-aromater anses ikke for at være gentoksiske eller kræftfremkaldende /24/.

LOAEL Ved koncentrationer større end 50.000 µg/m<sup>3</sup> er der registreret påvirkning af centralnervesystemet, idet man fandt en forøget hyppighed af hovedpine, svimmelhed og træthed blandt malere /24/.

Lugtgrænsen Lugtgrænsen for C<sub>9</sub>-aromater er angivet til ca. 500 µg/m<sup>3</sup> /24/.

Afdampningskriteriet Afdampningskriteriet i Danmark for C<sub>9</sub>-aromater er 30 µg/m<sup>3</sup> og er baseret på lugt, som er den kritiske effekt.

#### **7.4.6 Naphthalen**

Akut toksicitet Naphthalen har en moderat akut toksicitet /21, 72/. Ved koncentrationer omkring lugtgrænsen på 400 µg/m<sup>3</sup> kan der opstå utilpashed, og ved stigende koncentrationer kan der opstå svimmelhed, hovedpine, kvalme og diarre /21, 72/. Ved høje koncentrationer kan der opstå akut blodmangel på grund af nedbrydning af de røde blodlegemer (hemolytisk anæmi) samt øjenskader (stær) /35/.

Effekter ved vedvarende eksponering Vedvarende eksponering med naphthalen kan medføre systemiske effekter, herunder blodmangel pga. nedbrydning af de røde blodlegemer, øjenskader (stær) og påvirkning af lunge- og nyrefunktion /35/.

Naphthalen klassificeres som et sundhedsskadeligt stof, der muligvis kan fremkalde kræft (Carc3), og som et stof, der er farligt ved indtagelse /26/. IARC (International Agency for Research

on Cancer) klassificerede i 2002 naphthalen som et muligt kræftfremkaldende stof /36/.

LOAEL	USEPA har anvendt en LOEAL baseret på dyreforsøg (mus) af $9.300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ved beregning af en RfC (reference concentration) på $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ med en samlet usikkerhedsfaktor på 3.000 /35/.
Lugtgrænsen	Lugtgrænsen for naphthalen er angivet til ca. $440 \mu\text{g}/\text{m}^3$ /21, 34, 37/.
Afdampningskriteriet	Afdampningskriteriet i Danmark er $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og er baseret på lugt, som er den kritiske effekt.

#### **7.4.7 Sum af flygtige kulbrinter**

Som redegjort for i afsnit 4.3 omfatter begrebet sum af kulbrinter (totalkulbrinter) en analyse for alle mulige former for kulbrinter. Derfor kan der ikke skelnes mellem kulbrinter fra benzin- og olieprodukter og kulbrinter, som skyldes et baggrundsniveau i den pågældende bolig.

Akut toksicitet	Såfremt man ser bort fra de kritiske effekter, som skyldes de flygtige aromatiske forbindelser (BTEX, C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> aromater og naphthalen) i en kulbrinteblending, besidder de resterende flygtige olieculbrinter en ringe akut toksicitet /72/. Flere af de tunge olieculbrinter i olieprodukter er ikke flygtige.
-----------------	----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

I /24/ er der foretaget en vurdering af aromafri mineralsk terpentin (<0,1% benzen og <1% aromater) og kulbrinteblendinger, som bl.a. anvendes som reneevæske til tøjrens. Kulbrinteblendinger til tøjrens karakteriseres som en blanding uden væsentligt indhold af aromatiske kulbrinter og består af forskellige isomerer af mættede kulbrinter, dvs. isoalkaner. Disse typer kulbrinter findes også i oliedestillater. Kulbrinteblendinger anvendes som reneevæske, affedtningsmiddel og som opløsningsmidler i en række produkter, f.eks. malervarer.

Såfremt indholdet af benzen er mindre end 0,1 %, vil lugt udgøre den kritiske effekt i forbindelse med eksponering. Generelt vil aromatindholdet i terpentin have betydning for lugt og irritation af slimhinder i øjne og luftveje /24/.

Ved koncentrationer omkring  $600.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  kan der opstå svimmelhed, beruselse, hovedpine og træthed samt øjenirritation /24/.

Effekter ved vedvarende eksponering

Ved gentagen længerevarende eksponering opstår der mere kroniske symptomer med påvirkning af centralnervesystemet, herunder nedsat intellekt, og koncentrationer omkring 150.000 – 240.000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  kan medføre hjerneskader /24/.

Mineralsk terpentin klassificeres som et sundhedsskadeligt stof, som kan give lungeskader ved indtagelse (kemisk betinget lungebetændelse, når det kommer i lungerne). Såfremt et produkt indeholder mere end 0,1 % v/v benzen, vil produktet klassificeres som et produkt, som kan fremkalde kræft (Carc2) /24, 26/.

I andre udenlandske vurderinger af farligheden af de forskellige kulbrinte fraktioner er beregnet en MRL (minimum risikoniveau) for alifatiske kulbrinter på 1.000 – 18.400  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , mens niveauet for de aromatiske fraktioner typisk ligger på 30 – 400  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  /57/.

Der foreligger ikke tilstrækkelige forsøgsdata til at kunne vurdere, om mineralsk terpentin er reproduktionstoksiske eller kræftfremkaldende /24/.

LOAEL

WHO har vurderet at lang tids eksponering i arbejdsmiljø hos malere (>13 år) med mere end 240.000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  kan medføre skader på centralnervesystemet. Ved omregning svarer dette til en vedvarende gennemsnits eksponering på 57.000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  /24/.

Lugtgrænsen

Lugtgrænsen for mineralsk terpentin (<0,1 % benzin) er omkring 500-5.000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  /24/.

Lugtgrænsen for kulbrinteblandinger (<1% aromater) er omkring 7.000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  /24/.

Afdampningskriteriet

Miljøstyrelsen har opstillet et “administrativt lugtbaseret” afdampningskriterium på 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  for sum af kulbrinter (C<sub>5</sub>-C<sub>40</sub>) fra olie- og benzinprodukter (benzin/fyringsolie/dieselolie/-gasolie/terpentin/petroleum) /22/. Afdampningskriterierne for enkeltkomponenter som benzen, toluen, xylener, alkylbenzener og naphthalen skal ligeledes overholdes.

Luftkvalitetskriteriet for kulbrinteblandinger til bl.a. tøjrens (<1 % aromater) er 600  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  og baseret på en vurdering af skader på centralnervesystemet /24/.

De lugtbaserede luftkvalitetskriterier for mineralsk terpentin (<1% aromater) er 1.000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , men 200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  for aromatholdig terpentin (<25% aromater) /24/.

#### **7.4.8 Tetrachlorethylen TeCE (Perchlorethylen, PCE)**

Akut toksicitet	Tetrachlorethylen har en lav akut toksicitet /38/. Niveauer over 500.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ kan medføre irritation af øjne og luftveje /24/. Koncentrationsniveauer over 1.400.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ påvirker centralnervesystemet og kan medføre svimmelhed, hovedpine, kvalme og opkastning /24/. Niveauer på ca. 7.500.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ kan medføre beruselse og bevidstløshed /24/.
Effekter ved vedvarende eksponering	<p>Tetrachlorethylen klassificeres som et muligt kræftfremkaldende stof (Carc3) /26/. I forsøgsdyr er der observeret kræftfremkaldende effekter (leukæmi og leverkræft) ved høje niveauer, og epidemiologiske undersøgelser af erhvervsmæssig påvirkning har indikeret en mulig kræftfremkaldende effekt af tetrachlorethylen /24/.</p> <p>Der er observeret systemiske effekter (forstørrelse af lever) ved dyreforsøg efter kortvarig såvel som efter langvarig udsættelse for tetrachlorethylen (inhalation), og Miljøstyrelsen vurderer, at der er en tærskelværdi for effekter ved inhalation /24/.</p>
LOAEL	Der er efter vedvarende (30 dage) eksponering af mus fundet levereffekter, og der er defineret en LOAEL på 61.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ /24, 38/.
Lugtgrænsen	Lugtgrænsen for tetrachlorethylen er angivet til 8.000 – 180.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ /5, 24/.
Afdampningskriteriet	Afdampningskriteriet i Danmark er 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Grundlaget for kriteriet er observation af systemiske effekter (leverskader) ved dyreforsøg /24/.

#### **7.4.9 Trichlorethylen**

Akut toksicitet	Trichlorethylen har en lav akut toksicitet /40/. Koncentrationsniveauer over 270.000 – 540.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ påvirker centralnervesystemet og kan medføre svimmelhed, hovedpine, kvalme og opkastning, mens der ved højere koncentrationer på 800.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ kan opstå irritation af åndedrætsorganerne /24, 40/. Tab af bevidsthed optræder ved koncentrationer over 27.000.000 - 100.000.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ /24/.
Effekter ved langvarig eksponering	Trichlorethylen klassificeres som et lokalirriterende stof, der kan fremkalde kræft, samt forårsage mutagene effekter med mulighed for varig skade på helbredet (Carc2, Mut3) /26/.

Livstidsrisiko på  $10^{-6}$  Trichlorethylen anses for at være kræftfremkaldende for mennesker og vurderes af Miljøstyrelsen og Sundhedsstyrelsen at være uden tærskelværdi /24, 40/.

Afdampningskriteriet i Danmark er  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  baseret på en livstidsrisiko på  $10^{-6}$ .

LOAEL Der ses diffuse effekter i mennesker som hovedpine, svimmelhed svarende til en LOAEL ved en koncentrationer på  $270.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  /24/.

Lugtgrænsen Lugtgrænsen for trichlorethylen er angivet til  $50.000\text{-}150.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  /5, 24/.

Afdampningskriteriet Afdampningskriteriet i Danmark er  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og er baseret på trichlorethylens kræftfremkaldende egenskaber.

#### **7.4.10 1,1,1-trichlorethan**

Akut toksicitet 1,1,1-trichlorethan har en lav akut toksicitet /24, 42/. Koncentrationsniveauer over  $1.360.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  påvirker centralnervesystemet og kan medføre svimmelhed, øjenirritation og hovedpine /24, 42/.

Effekter ved vedvarende eksponering 1,1,1-trichlorethan klassificeres som et sundhedsskadeligt stof, der er farligt ved indånding /26/. Der er ikke konstateret effekter i mennesker ved vedvarende eksponering ved niveauer op til  $594.000\text{-}1.880.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , men der er målt små ændringer i musenyrer ved eksponering over 14 uger med  $1.365.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  /24, 42/.

1,1,1,-trichlorethan anses ikke for at være gentoksisk eller kræftfremkaldende /24, 42/.

LOAEL Der er defineret en LOEAL af  $1.364.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  baseret på observationer af leverforandringer i mus efter 14 ugers inhalationsforsøg /24/.

Lugtgrænsen Lugtgrænsen for 1,1,1-trichlorethan er angivet til  $543.000\text{--}652.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  /24, 42, 43/.

Afdampningskriteriet Afdampningskriteriet i Danmark er  $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Grundlaget for kriteriet er observation af systemiske effekter (nyreskader) ved dyreforsøg /24/.



#### 7.4.11 Chloroform

Akut toksicitet	Chloroform har en moderat akut toksicitet /44/. Chloroform har tidligere været anvendt til narkose, og koncentrationsniveauer på 25.000.000 – 75.000.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ har i flere tilfælde medført døden /24/. Chloroform påvirker centralnervesystemet og kan desuden i høje doser medføre leverskader /24, 44/.
Effekter ved vedvarende eksponering	Chloroform klassificeres som et sundhedsskadeligt stof med mulighed for kræftfremkaldende effekter og risiko for alvorlig sundhedsfare ved længere tids påvirkning ved indtagelse og indånding (Carc3) /26/. Der er observeret effekter på centralnervesystemet efter indånding af 110.000 – 350.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i 10-24 måneder og leverforstørrelse efter eksponering med over 10.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i 1-4 år /24, 44/. Den kræftfremkaldende virkning i forsøgsdyr antages at være knyttet til den toksiske påvirkning af lever- og nyrecellerne, men lever- og nyreskader er observeret ved lavere doser end dem, der kan forårsage den kræftfremkaldende virkning /24/.  Chloroform anses ikke for at være gentoksisk, og der vurderes derfor at være en tærskelværdi for effekter /24, 44/.
LOAEL	Der er defineret en LOEAL på 125.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ baseret på observationer af lever- og nyreskader hos rotter efter eksponering i 6 måneder /24/.
Lugtgrænsen	Lugtgrænsen for chloroform er angivet til 420.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ /24/.
Afdampningskriteriet	Afdampningskriteriet i Danmark er 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Grundlaget for kriteriet er observation af systemiske effekter (lever og nyrer) ved dyreforsøg /24/.

#### 7.4.12 Tetrachlormethan

Akut toksicitet	Tetrachlormethan kan medføre akut toksiske effekter /24, 46/. Tetrachlormethan påvirker centralnervesystemet og kan ved koncentrationer på 130.000-800.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ medføre svimmelhed, hovedpine, kvalme og opkastning. Den laveste dødelige dosis ved inhalation er 1.600.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ over en periode på 15 minutter.
Effekter ved vedvarende eksponering	Tetrachlormethan klassificeres som et sundhedsskadeligt stof, med mulighed for kræftfremkaldende effekter samt risiko for alvorlig sundhedsfare ved længere tids indånding (Carc3) /26/.

Der er observeret leverpåvirkninger hos mennesker ved længere tids eksponering ved koncentrationer på 1.300.000 µg/m<sup>3</sup> og i forsøgsdyr ved koncentrationer på 64.000 – 2.600.000 µg/m<sup>3</sup> /24, 46/. Der er konstateret en øget forekomst af levertumorer i forskellige dyrearter ved høje koncentrationer. Den kritiske effekt vurderes dog at være leverskader, da disse er observeret ved lavere doser end dem, der kan forårsage kræft /24/.

Tetrachlormethan anses ikke for at være gentoksisk, og der er derfor vurderet at være en tærskelværdi for effekter /46/.

NOAEL	Der er defineret en NOEAL for lever- og nyreskader på 6.400 µg/m <sup>3</sup> baseret på observationer af rotter og marsvin efter eksponering i 90 dage /24/.
Lugtgrænsen	Lugtgrænsen for tetrachlormethan er angivet til 600.000 µg/m <sup>3</sup> /24/.
Afdampningskriteriet	Afdampningskriteriet i Danmark er 5 µg/m <sup>3</sup> . Grundlaget for kriteriet er observation af systemiske effekter (leverskader) ved dyreforsøg /24/.
Akut toksicitet	<b>7.4.13 1,2-Dichlorethylen (cis og trans)</b> 1,2-Dichlorethylener har en lav akut toksicitet /24, 48/. Cis-1,2-Dichlorethylen blev tidligere anvendt til narkose. 1,2-Dichlorethylen påvirker centralnervesystemet og medfører svimmelhed, hovedpine, kvalme og opkastning.
Effekter ved vedvarende eksponering	1,2-Dichlorethylen klassificeres som et sundhedsskadeligt stof, der er farligt ved indånding /26/. Der er observeret systemiske biokemiske ændringer og leverskader i forsøgsdyr ved koncentrationer på 800.000 µg/m <sup>3</sup> efter længere tids påvirkning (16 uger) /24/.
LOAEL	Der er defineret en LOEAL for lever- og nyreskader på 800.000 µg/m <sup>3</sup> baseret på observationer af leverskader i rotter efter eksponering (inhalation) i 16 uger /24/.
Lugtgrænsen	Lugtgrænsen for 1,2-Dichlorethylen er angivet til 68.000 µg/m <sup>3</sup> /24/.
Afdampningskriteriet	Afdampningskriteriet i Danmark er 400 µg/m <sup>3</sup> . Grundlaget for kriteriet er observation af systemiske effekter (leverskader) ved dyreforsøg /24/.

#### 7.4.14 1,1-Dichlorethylen

Akut toksicitet	1,1-Dichlorethylen har en lav akut toksicitet hos mennesker og dyr /24/. 1,1-Dichlorethylen kan ved lave koncentrationer ( $100.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) medføre irritation af øjne og slimhinder samt påvirke centralnervesystemet. Høje koncentrationer ( $16.000.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) medfører beruselse og bevidstløshed /24/.
Effekter ved vedvarende eksponering	<p>1,1-Dichlorethylen klassificeres som et sundhedsskadeligt stof, der er farligt ved indånding og med mulighed for kræftfremkaldende effekter (Carc3) /26/.</p> <p>Der er observeret systemiske biokemiske ændringer og påvirkning af leverfunktionen (leverenzymmer) hos mennesker ved langvarig eksponering. Kortere og længerevarende inhalation af 1,1-Dichlorethylen i forsøgsdyr giver skader i lever, nyrer og lunger, mens der er konstateret en NOAEL på <math>100.000 \mu\text{g}/\text{m}^3</math> ved eksponering af dyr over 90 dage /24/.</p> <p>Der er usikkerhed om hvorvidt 1,1-Dichlorethylen besidder gentoksisk eller kræftfremkaldende egenskaber, idet egnede forsøgsdata er begrænsede /24/.</p>
NOAEL	Der er defineret en NOEAL for lever- og nyreskader på $100.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ baseret på observationer af rotter, hunde og aber efter eksponering (inhalation) i 90 dage baseret /24/.
Lugtgrænsen	Lugtgrænsen for 1,1-Dichlorethylen er angivet til $2.000.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ /24/.
Afdampningskriteriet	Afdampningskriteriet i Danmark er $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Grundlaget for kriteriet er observation af systemiske effekter (lever- og nyreskader) i forsøgsdyr /24/.

#### 7.4.15 Vinylchlorid

Akut toksicitet	Vinylchlorid har en lav akut toksicitet /24, 52/. Koncentrationsniveauer over $100.000$ - $2.300.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ påvirker centralnervesystemet og kan medføre svimmelhed, hovedpine og tørre slimhinder /5, 24, 52/. Høje koncentrationer ( $25.000.000$ - $260.000.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) medfører beruselse og bevidstløshed /25/.
Effekter ved langvarig eksponering	Vinylchlorid klassificeres som et stof, der kan fremkalde kræft (Carc1) /26/. Epidemiologiske undersøgelser har påvist, at eksponering med vinylchlorid kan medføre en sjælden form for leverkræft /24/. Desuden mistænkes vinylchlorid for at medføre kræft i flere andre organer /24/. Der er desuden oplysninger,

som indikerer, at børn er meget mere følsomme indtil 10-års alderen /5/. Der er påvist øget forekomst af leverkræft i rotter ved inhalationsforsøg ved koncentrationer ned til 64.000 µg/m<sup>3</sup> /24/.

Livstidsrisiko på 10 <sup>-6</sup>	Vinylchlorid er dog et kendt kræftfremkaldende stof og vurderes af Miljøstyrelsen og Sundhedsstyrelsen at være uden tærskelværdi /24, 52/. Afdampningskriteriet i Danmark er 0,04 µg/m <sup>3</sup> baseret på en livstidsrisiko på 10 <sup>-6</sup> /24/.
LOAEL	ATSDR har defineret en LOAEL på 26.000 µg/m <sup>3</sup> baseret på observationer af leverpåvirkning i rotte /53/.
Lugtgrænsen	Den nedre lugtgrænse for vinylchlorid er angivet til 200.000 - 10.000.000 µg/m <sup>3</sup> /5, 24/.
Afdampningskriteriet	Afdampningskriteriet i Danmark er 0,04 µg/m <sup>3</sup> og er baseret på vinylchlorids kræftfremkaldende egenskaber.

## **7.5 Oversigt over stoffernes kritiske effekter og grænseværdier**

I tabel 7.1 er angivet en oversigt over blandt andet de gængse grænseværdier, lugtgrænserne og de kritiske effekter, som er grundlaget for opstilling af afdampningskriterierne.

Stof	CAS.nr.	Median for danske indeklimalinger på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter ****	MST afdampningskriterier /22/ µg/m <sup>3</sup>	MST B-værdier /23, 24/ µg/m <sup>3</sup>	Kritiske effekter (grundlag for B-værdi og afdampningskriteriet)	Kræft- fremkaldende klas- sificering	LOAEL µg/m <sup>3</sup>	Lugt µg/m <sup>3</sup>	AT grænseværdier /25/ µg/m <sup>3</sup>
Benzen	71-43-2	0,8	0,13	5 (÷T)	Kræft	Carc1	32.000 <sup>28/</sup>	38.000	1.600 <b>K</b>
Toluen	108-88-3	7,30	400	400	Centralnervesystem/lugt		150.000 <sup>21/</sup>	1.000-41.000	94.000
Xylener	1330-20-7	3,00	100	100	Centralnervesystem/lugt		60.700 <sup>30/</sup>	400-16.000	109.000
Ethylbenzen	100-41-4	0,75		200	Systemiske effekter/lugt	(IARC 2b)	59.000 <sup>24/</sup>	270-10.000	217.000 <b>K</b>
C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> aromater	108-67-8 98-82-8 95-63-6 526-73-8	1,5-1,9	30	30 <b>L</b>	Lugt		50.000 <sup>24/</sup>	500	100.000
Naphthalen	91-20-3		40	40 <b>L</b>	Lugt	(IARC 2b)	9.300 <sup>35/</sup>	440	50.000 <b>K</b>
Sum af kulbrinter (totalkulbrinter)		275	100	1000* <b>L</b> 600** 200*** <b>L</b>	Centralnervesystem/lugt		57.000 <sup>24/</sup>	500-7.000	
Tetrachlorethylen	127-18-4	0,51	6	10	Systemiske effekter	Carc3	61.000	8.000-180.000	70.000 <b>K</b>
Trichlorethylen	79-01-6	0-0,17	1	40 (÷T)	Kræft	Carc2	270.000	50.000-150.000	55.000 <b>K</b>
1,1,1-trichlorethan	71-55-6	0-0,2	500	500	Systemiske effekter		1.365.000	543.000-652.000	275.000
Chloroform	67-66-3	0,24-0,26	20	20	Systemiske effekter	Carc3	125.000	420.000	10.000 <b>K</b>
Tetrachlormethan	56-23-5	0-0,2	5	5	Systemiske effekter	Carc3	6.400 (NOAEL)	600.000	6.300 <b>K</b>
Cis/trans-1,2-Dichlorethylen	540-59-0 156-60-5 156-59-2	0-0,2	400	400	Systemiske effekter		800.000	68.000	790.000
1,1-Dichlorethylen	75-35-4	0-0,2	10	10	Systemiske effekter	Carc3	100.000 (NOAEL)	2.000.000	8.000
Vinylchlorid	75-01-4	0-0,05	0,04	2 (÷T)	Kræft	Carc1	26.000	200.000-10.000.000	3.000 <b>K</b>

(÷T) Ingen tærskelværdi

\* Aromatholdig terpentin < 25% aromater

\*\*\*\* se Kap. 5 og 6

**K** Muligt eller kendt kræftfremkaldende stof

\*\* Mineralsk terpentin < 1% aromater

**L** Lugtbaseret

\*\*\* Kulbrinter fra tøjrrens

**Tabel 7.1** Oversigt over median for danske indeklimalinger på evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter, afdampningskriterier, B-værdier, lugtgrænser og arbejdstilsynets (AT) grænseværdier (µg/m<sup>3</sup>), samt stofernes kritiske effekter. Bemærk, at afdampningskriterierne ændres løbende ved nye data for stofferne.



## 8. Prioriteringsniveauer

I dette kapitel er der udarbejdet forslag til prioriteringsniveauer til brug ved prioritering af indeklimasager på kortlagte ejendomme i forbindelse med offentlig indsats i henhold til Jordforureningsloven, det vil sige ved følsom arealanvendelse som børneinstitutioner og boliger. De foreslåede prioriteringsniveauer kan anvendes til både prioritering af afgrænsende undersøgelser og afværgetiltag.

Regionerne har behov for at kunne prioritere den offentlige undersøgelses- og afværgeindsats på kortlagte ejendomme, hvor der er konstateret poreluft- eller indeklimapåvirkninger. Dette skydes, at der ressourcemæssigt ikke kan foretages en omgående undersøgelse og oprydning på alle lokaliteter.

Den egentlige prioritering af afgrænsende undersøgelser eller afværgetiltag ved indeklimasager foretages af Regionerne, og de foreslåede prioriteringsniveauer skal derfor som udgangspunkt give Regionerne et sammenligneligt grundlag.

Prioriteringsniveauerne bør kun anvendes til prioritering af afværgetiltag, såfremt der er foretaget afgrænsende undersøgelser, som dokumenterer, at der er en underliggende jord- eller grundvandsforurening (f.eks. en poreluftundersøgelse), som medfører en påvirkning af indeklimaet.

I Regionernes egentlige prioritering indgår en lang række faktorer udover de enkelte indeklimamålinger. Disse kan f.eks. være en samlet vurdering af forureningens omfang og udstrækning, den konkrete anvendelse af lokaliteten, antal af boliger, evt. lugt eller andre gener, kvaliteten af data, om der er flere forskellige forureningsstoffer, mulighed for kombinationseffekter, andre forureningskilder - herunder baggrunds-niveauer i udeluften eller indeklimaet m.v.

Der skal laves en konkret risikovurdering af indeklimabelastningen i hver sag. Retningslinjer for, hvordan poreluft- og indeklimamålinger bør udføres i forbindelse med anvendelse af prioriteringsniveauer, beskrives i en særskilt rapport. Sagen kan, såfremt der er behov for en sundhedsmæssig vurdering, forelægges Embedslægerne.

Hvis der i en bolig eller børneinstitution er målt koncentrationer af miljøfremmede stoffer, som overskrider Miljøstyrelsens af-

dampningskriterier, bør kommunen og ejeren altid orienteres. Ejeren modtager fra den pågældende Region en orientering om kortlægningsstatus og fund af forurening samt rådgivning om evt. forholdsregler, som kan omfatte forslag til forbedret udluftning, ventilering af krybekælder m.v.

## 8.1 Opstilling af prioriteringsniveauer for indeklimasager

Prioriteringsniveauer for indeklima

Prioriteringsniveauerne er opstillet i forhold til påvirkningen af indeklima ved afdampning fra forurenede jord eller grundvand.

Fem niveauer

Det foreslås, at der opereres med de fem følgende prioriteringsniveauer:

- Niveau I Prioriteringsniveau I har ingen øvre koncentrationsgrænse og lokaliteten får den højeste prioritet. Regionerne bør tilstræbe at iværksætte afgrænsende undersøgelser eller afværgetiltag på lokaliteten hurtigst muligt.
- Den beskyttelse, som afdampningskriteriet yder, er kraftigt reduceret, og der bør anbefales hurtig handling for at nedbringe indeklimakoncentrationer til mindst prioriteringsniveau II, f.eks. ved forbedret udluftning, luftrensere eller ventilering af krybekælder m.v. En nedbringelse til niveau II betragtes i den sammenhæng som en midlertidig foranstaltning.
- Niveau II Lokaliteten får en høj prioritet. Iværksættelse af afgrænsende undersøgelser eller afværgetiltag på lokaliteten prioriteres højt ved Regionernes prioriterede indsats.
- Niveau III Lokaliteten får en mellemhøj prioritet. Iværksættelse af afgrænsende undersøgelser eller afværgetiltag på lokaliteten indgår i Regionernes prioriterede indsats.
- Niveau IV Lokaliteten får en middel prioritet. Iværksættelse af afgrænsende undersøgelser eller afværgetiltag på lokaliteten indgår i Regionernes prioriterede indsats.
- Niveau V Lokaliteten får en lav prioritet. Iværksættelse af afgrænsende undersøgelser eller afværgetiltag på lokaliteten indgår i regionernes prioriterede indsats.



Prioriteringsniveauer fastsættes svarende til følgende faktorer i forhold til afdampningskriterier, jf. tabel 8.1:

Niveau I	Mere end 50 gange afdampningskriterier
Niveau II	Mellem 25 og 50 gange afdampningskriterier
Niveau III	Mellem 10 og 25 gange afdampningskriterier
Niveau IV	Mellem 5 og 10 gange afdampningskriterier
Niveau V	Op til 5 gange afdampningskriterier (LKK)

Stof	Kritisk effekt	Prioriteringsniveauer ved indeklimapåvirkning*				
		I µg/m <sup>3</sup>	II µg/m <sup>3</sup>	III µg/m <sup>3</sup>	IV µg/m <sup>3</sup>	V µg/m <sup>3</sup>
Benzen	Kræft	>6,5	3,25-6,5	1,3-3,25	0,65-1,3	<b>0,13-0,65</b>
Toluen	Lugt/CNS	>20.000	10.000-20.000	4.000-10.000	2.000-4.000	<b>400-2.000</b>
Xylen	Lugt/CNS	>5.000	2.500-5.000	1.000-2.500	500-1.000	<b>100-500</b>
Ethylbenzen	Lugt/CNS	>5.000	2.500-5.000	1.000-2.500	500-1.000	<b>100-500</b>
C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> aromater	Lugt	>1.500	750-1.500	300-750	150-300	<b>30-150</b>
Naphthalen	Lugt	>2.000	1.000-2.000	400-1.000	200-400	<b>40-200</b>
Sum af kulbrinter (totalkulbrinter)	Lugt/CNS	>5.000	2.500-5.000	1.000-2.500	500-1.000	<b>100-500</b>
Tetrachlorethylen	Systemiske effekter	>300	150-300	60-150	30-60	<b>6-30</b>
Trichlorethylen	Kræft	>50	25-50	10-25	5-10	<b>1-5</b>
1,1,1-trichlorethan	Systemiske effekter	>25.000	10.000-25.000	5.000-10.000	2.500-5.000	<b>500-2.500</b>
Chloroform	Systemiske effekter	>1.000	500-1.000	200-500	100-200	<b>20-100</b>
Tetrachlormethan	Systemiske effekter	>250	125-250	50-125	25-50	<b>5-25</b>
c/t-1,2-Dichlorethylen	Systemiske effekter	>20.000	10.000-20.000	4.000-10.000	2.000-4.000	<b>400-2.000</b>
1,1-Dichlorethylen	Systemiske effekter	>500	250-500	100-250	50-100	<b>10-50</b>
Vinylchlorid	Kræft	>2	1-2	0,4-1	0,2-0,4	<b>0,04-0,2</b>

\* Alle prioriteringsniveauer er bidragsværdier, dvs. at det skal kunne dokumenteres, at der er koncentrationsbidrag til indeklimate fra en underliggende jord- eller grundvandsforurening. De røde værdier under niveau V er afdampningskriterierne (LKK).

**Tabel 8.1** Forslag til prioriteringsniveauer ved indeklimapåvirkning (µg/m<sup>3</sup>).

Bidragsværdier Alle prioriteringsniveauer udtrykker ligesom afdampningskriterierne det bidrag, som afdampningen fra en underliggende jord- eller grundvandsforurening udgør ved påvirkning af indeklimate.

et. Der er tale om en *bidrags*-værdi og altså ikke om en *total*-værdi. Det skal kunne dokumenteres, at det i henhold til Jordforureningsloven er sandsynligt, at koncentrationsbidrag til indeklimaet stammer fra en underliggende jord- eller grundvandsforurening.

Beskyttelsesniveau reduceret

I kapital 7 beskrives det toksikologiske grundlag for fastsættelse af afdampningskriterierne, som sikrer et beskyttelsesniveau, hvorved der ikke kan forventes effekter ved udsættelse for stoffet i luften - selv ved eksponering gennem et helt liv.

Det skal bemærkes, at ved koncentrationer over afdampningskriterierne er det beskyttelsesniveau, som Miljøstyrelsens afdampningskriterier giver mod sundhedsmæssige effekter fra kemiske stoffer, reduceret. Prioriteringsniveauerne erstatter ikke afdampningskriterierne, men anvendes alene for at undersøgelses- og afværgeindsatsen kan prioriteres. Opdelingen i prioriteringsniveauer er valgt, således at indeklimasager på grunde, hvor der typisk skal ryddes op, bliver passende fordelt på de 5 prioriteringsniveauer.

Afdampningskriterierne bør principielt ikke overskrides, da de er fastsat ud fra sundhedsmæssige vurderinger, men da den praktiske gennemførelse af oprydningerne tager tid, kan overskridelser i visse situationer ikke undgås. Sundhedsstyrelsen vurderer normalt, at en overskridelse af op til 10 gange afdampningskriteriet i indeklimaet kan tolereres i måneder til år. Hvis beboerne har gener, der kan relateres til jordforureningen, bør der ske afhjælpning inden 6 måneder. Sundhedsstyrelsen er bekendt med, at tidspunktet for Regionernes offentlige oprensninger af jordforureninger, vil afhænge af de økonomiske midler, som bliver tildelt området.

Kritiske effekter

Ved opstilling af prioriteringsniveauerne er der taget stilling til de kritiske effekter af de pågældende stoffer - dvs. kræft, systemiske effekter og lugtgener/CNS effekter, jf. tabel 7.1.

Kræftfremkaldende stoffer

For stoffer uden tærskelværdi, hvor stoffernes kræftfremkaldende egenskaber udgør den kritiske effekt, vil en øget eksponering over måneder eller år medføre en reduktion i beskyttelsesniveauet og statistisk set en forøget risiko for udvikling af kræft.

I tabel 8.2 er de teoretiske ekstra kræfttilfælde blandt én million mennesker, som er udsat for benzen, trichlorethylen eller vinylchlorid i koncentrationer svarende til de fem prioriteringsniveauer.

veauer for henholdsvis 0,5, 1, 2, 5, 10 og 20 år beregnet. De følgende beregninger skal dog tages med forbehold, da en øget eksponering forventes at have større effekt hos børn end hos voksne. Beregningseksempler er givet i bilag 3.

	Benzen	Trichlorerthylen	Vinylchlorid	Beregnet teoretisk ekstra livstidsrisiko x 10 <sup>-6</sup> ved eksponering over 0,5-20 år med den angivne max. koncentration - i år					
				0,5	1	2	5	10	20
		µg/m <sup>3</sup>							
Niveau I	65*	500*	20*	3,6	7,1	14	36	71	143
Niveau II	6,5	50	2	0,4	0,7	1,4	3,6	7,1	14
Niveau III	3,25	25	1	0,2	0,4	0,7	1,8	3,6	7,1
Niveau IV	1,3	10	0,4	0,1	0,1	0,3	0,7	1,4	2,9
Niveau V	0,65	5	0,2	0	0,1	0,1	0,4	0,7	1,4
<b>Afdampnings krit</b>	<b>0,13</b>	<b>1</b>	<b>0,04</b>						

\* Ingen øvre grænse. Ved beregninger er der anvendt 10 gange den øvre koncentrationsgrænse for niveau II.

**Tabel 8.2** Beregnede teoretiske ekstra livstidsrisiko for kræft ved en øget eksponering over 0,5 – 20 år.

Prioriteringsniveau I har ingen øvre koncentrationsgrænse. Ved beregning af den teoretiske ekstra livstidsrisiko blandt én million mennesker (10<sup>-6</sup> livstidsrisiko) er der anvendte en koncentration svarende til 10 gange den øvre koncentrationsgrænse for niveau II. For de andre niveauer er beregningen baseret på den øvre koncentrationsgrænse.

**Systemiske effekter** For stoffer, hvor de kritiske effekter skyldes systemiske effekter (f.eks. lever- eller nyreskader), vil en øget eksponering over måneder eller år medføre en reduktion i det beskyttelsesniveau, som Miljøstyrelsens afdampningskriterier giver mod sundhedsmæssige effekter fra kemiske stoffer. Det er ikke sandsynligt, at der kan registreres konkrete helbredsmæssige effekter ved prioriteringsniveau I-IV, men risiko for sådanne øges især blandt sårbare grupper ved stigende prioriteringsniveau.

**Lugt /CNS effekter** For stoffer, hvor de kritiske effekter skyldes lugtgener eller påvirkning af centralnervesystemet (f.eks. svimmelhed, hovedpine, beruselsesfornemmelse og irritation af slimhinderne), vil en øget eksponering medføre en reduktion i det beskyttelsesniveau som Miljøstyrelsens afdampningskriterier giver mod lugtgener og mulige sundhedsmæssige effekter fra kemiske stoffer.

For disse stoffer er det kun koncentrationsintervallet for prioriteringsniveau V som ligger lavere end de laveste lugtgrænser angivet i tabel 7.1. Dette betyder, at særligt følsomme personer ved prioriteringsniveauerne I, II, III og IV i nogle tilfælde vil kunne fornemme lugten af de miljøfremmede stoffer eller få de nævnte irritationsgener. Vedvarende lugtgener eller andre umiddelbare gener ved påvirkning af centralnervesystemet, der hidrører fra jordforureningen, ikke er acceptabel i opholdsrum, hvorfor problemerne bør afhjælpes inden for kortere tid. Det er hovedsagelig oliekuilbrinter, som kan medføre lugtgener.

AT's grænseværdier er højere

Alle prioriteringsniveauer ligger langt under Arbejdstilsynets grænseværdier /25/.

Blandingsforurening

Prioriteringsniveauer kan anvendes ved prioritering af afgrænsende undersøgelser eller afværgetiltag. Ved prioritering af en lokalitet, hvor der findes flere forurenende stoffer, er det det stof, der har den meste repræsentative stofkoncentration i højeste prioriteringsniveaukategori, som er bestemmende for prioriteringen.

Denne prioriteringsmetode tager ikke hensyn til eventuelle forstærkende effekter, som de enkelte stoffer kan have på hinanden i tilfælde af en blandingsforurening. Hvis der er flere forureningsstoffer, som overskrider afdampningskriterierne, bør der foretages en konkret vurdering af, om forureningsblandingen skal medføre en højere prioritering. Dette kan for eksempel være tilfældet, hvis der er målt flere stoffer, som kan medføre enten systemiske effekter eller kræft, og hvor stofkoncentrationerne for flere af stofferne ligger i den højere ende af intervallerne for et prioriteringsniveau.

## **8.2 Anvendelse af prioriteringsniveauer ved poreluftundersøgelser**

Prioriteringsniveau for poreluft

Prioriteringsniveauer baseret på poreluftmålinger er niveauer, som indikerer, at der findes et væsentligt forureningsbidrag fra forurenede jord eller grundvand, og at dette afdampningsbidrag potentielt kan medføre en overskridelse af afdampningskriteriet for indeklimaet.

Prioriteringsniveauer for poreluft anvendes til at prioritere behov for afgrænsende forureningsundersøgelser, herunder eventuelt indeklimaundersøgelser.

Som udgangspunkt beregnes prioriteringsniveauerne i poreluften på basis af en risikovurdering af den potentielle indeklimapåvirkning. Det er således vigtigt, at der i de indledende undersøgelser foretages en vurdering af, om husets fundament eller gulv yder en tilstrækkelig beskyttelse mod indtrængende forurenet poreluft. Hvis det i de indledende undersøgelser kan dokumenteres, at der findes et betongulv i god stand uden synlige revner, evt. med armering og en tykkelse på mindst 8 cm, vil der kunne udarbejdes en beregning af indeklimapåvirkningen, f.eks. en JAGG beregning, jf. /71/.



## 9. Litteratur- og referenceliste

- /1/ Videncenter for Jordforurening. 2009. Database for baggrundsværdier i udeluft og indeklima.
- /2/ Danmarks Miljøundersøgelser. 2008. DMU. Luftforurening i danske byer: Niveauer og tendenser.  
[http://www2.dmu.dk/1\\_Viden/2\\_miljoe-tilstand/3\\_luft/4\\_maalinger/5\\_niveauer/default.asp](http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_maalinger/5_niveauer/default.asp).
- /3/ Københavns Kommune. Borger. Forurening.  
<http://www3.kk.dk/Borger/Miljoe/Forurening.aspx>.
- /4/ Kemp, K.; Ellemann, T.; Brandt, J., Christensen, J., Ketznel, M. og Jensen, S.S. 2008. Danmarks Miljøundersøgelser-DMU. The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2007. NERI Technical Report No. 681.
- /5/ World Health Organisation WHO. 2000. Air Quality guidelines for Europe. 2nd edition.  
[http://www.euro.who.int/air/activities/20050223\\_4](http://www.euro.who.int/air/activities/20050223_4).
- /6/ Hansen, O.C. og Eggert, T. 2003. Kortlægning, afgivelse og vurdering af flygtige kemiske stoffer i tryksager. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter. Kortlægning nr. 36.
- /7/ Jensen, A.A. og Knudsen H.N. 2006. Samlet sundhedsmæssige vurdering af kemiske stoffer i indeklimaet fra udvalgte forbrugerprodukter. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter. Kortlægning nr. 75.
- /8/ Glensvig, D. og Mortensen, P. 2002. Indeklimavurdering af alternative renevæsker i renseribranchen. Miljøprojekt nr. 686.
- /9/ Mortensen, P.; Hansen, J.; Buck, C. og Glensvig, D. 2008. Indeklimakoncentrationer af renevæske i boliger over et repræsentativt udsnit af danske renserier. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 3.
- /10/ Glensvig, D. og Mortensen, P. 2001. Dokumentation af interne og eksterne kilder til tetrachlorethylen i boliger. Miljøprojekt nr. 651.

- /11/ Rehwagen, R., Schlink, U. og Herbarth, O. 2003. Seasonal cycle of VOCs in apartments. *Indoor Air*. 13, 283-291.
- /12/ Filella, I. og Peñuelas, J. 2006. Daily, weekly and seasonal time courses of VOC concentrations in a semi-urban area near Barcelona, Spanien. *Atmospheric Environment*, 40, 7752-7769.
- /13/ Jia, C.; Batterman, S. og Godwin, C. 2008. VOCs in industrial, urban and suburban neighbourhoods, Part 1: Indoor and outdoor concentrations, variation and risk drivers. *Atmospheric Environment*, 42, 2083-2100.
- /14/ Jia, C.; Batterman, S. og Godwin, C. 2008. VOCs in industrial, urban and suburban neighbourhoods, Part 2: Factors affecting indoor and outdoor concentrations. *Atmospheric Environment*, 42, 2101-2116.
- /15/ Kwon, J.; Morandi, M.T.; Stock, T.H.; Liu, W.; Weisel, C.P.; Zhang, J.; Turpin, B.; Colome, S.; Korn, L og Winer, A.M. 2008. Contributions of indoor air and outdoor sources to indoor air VOC concentrations in RIOPA study Homes. *Indoor Air 2008*. 17-22 August 2008. Copenhagen. Denmark- Paper ID:950.
- /16/ Kwon, J.; Morandi, M.T.; Stock, T.H.; Liu, W.; Weisel, C.P.; Zhang, J.; Turpin, B.; Colome, S.; Korn, L og Winer, A.M. 2008. Predictions of personal exposure estimates based on microenvironmental measurements of selected volatile organic compounds. *Indoor Air 2008*. 17-22 August 2008. Copenhagen. Denmark- Paper ID:951.
- /17/ Missia, D. Michaelidou, Tolis, E.; Demetriou-Georgiou, E.; Michael, N; Saraga, D.; Michael, C.; Barrero-Moreno, J.M.; Kotzias, D. og Bartzis, J.G. 2008. The BURMA Field Campaigns: VOC measurements. *Indoor Air 2008*. 17-22 August 2008. Copenhagen. Denmark- Paper ID:199.
- /18/ Miljøstyrelsen. 2006. Vejledning no. 5, om ”Metoder til fastsættelse af kvalitetskriterier for kemiske stoffer i jord, luft og drikkevand med henblik på at beskytte sundheden”.



- /19/ Nielsen, E.; Østergaard, G. og Ladefoged, O. 2004. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr. 974. Principper for sundhedsmæssig vurdering af kemiske stoffer med henblik på fastsættelse af kvalitetskriterier for luft, jord og drikkevand. 2004.
- /20/ Miljøstyrelsen. 1990. Vejledning no. 6. Begrænsning af luftforurening fra virksomheder.
- /21/ Miljøstyrelsen. 1995. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen. Nr. 12. Toksikologiske kvalitetskriterier for jord og drikkevand.
- /22/ Miljøstyrelsen. 2009. Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord og kvalitetskriterier for drikkevand. Miljøstyrelsens hjemmeside. Oktober 2009.  
[http://www.mst.dk/Virksomhed\\_og\\_myndighed/Jord/Forurenede+og+muligt+forurende+grunde/Graensevaerdier/](http://www.mst.dk/Virksomhed_og_myndighed/Jord/Forurenede+og+muligt+forurende+grunde/Graensevaerdier/).
- /23/ Miljøstyrelsen. 2002. Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 2. B-værdivejledningen. Oversigt over B-værdier.
- /24/ Miljøstyrelsen. 2008. Supplement til B-værdivejledning 2008. Miljøprojekt nr.1252.
- /25/ At-Vejledning. 2007. Grænseværdier for Stoffer og materialer – C.0.1. August 2007.
- /26/ Miljøstyrelsen .2004.Vejledning om klassificering af kemiske stoffer og produkter. Klassificeringsvejledningen. Nr. 3 2004.  
Miljøstyrelsen. Listen over farlige stoffer.  
[www.mst.dk/Kemikalier/Stoflister+og+databaser](http://www.mst.dk/Kemikalier/Stoflister+og+databaser).
- /27/ Miljøstyrelsen. 2000. Vurdering af benzen i udeluften. Vurderet af Miljø- og Energiministeriets og Sundhedsstyrelsens arbejdsgruppe for udendørs luftforurening. Status pr. August 2000.
- /28/ ATSDR - The Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2007. U.S. Department of Health and Human Services. Toxicological Profile for Benzene. August 2007.

- /29/ ATSDR - The Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2000. U.S. Department of Health and Human Services. Toxicological Profile for Toluene. September 2000.
- /30/ US EPA. 2003. Toxicological review of Xylenes (CAS No. 1330-20-7). In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). January 2003.
- /31/ ATSDR - The Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2007. U.S. Department of Health and Human Services. Toxicological Profile for Xylenes. August 2007
- /32/ ATSDR - The Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2007. U.S. Department of Health and Human Services. Toxicological Profile for Ethylbenzene. Draft for public comment. September 2007.
- /33/ IARC. 2000. International Agency for Research on Cancer. Summaries & Evaluations Ethylbenzene. (Group 2b). Vol.77. side 227.
- /34/ US EPA. 1998. Toxicological review of Cumene (CAS No. 98-82-8). In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). June 1997.
- /35/ US EPA. Toxicological review of Naphthalene (CAS No. 91-20-3). In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). August 1998.
- /36/ IARC. 2002. International Agency for Research on Cancer. Summaries & Evaluations. Naphthalen .(Group 2B). Vol 82. side 367.
- /37/ International Programme on Chemical Safety, 2000. Poisons Information Monograph 363. Naphthalene. Sept. 2000. [www.inchem.org](http://www.inchem.org).
- /38/ Larsen, B. 1995. Evaluation of health hazards by exposure to tetrachloroethylene and estimation of a limit value in ambient air. September 1995 Amendments in April 1997 and April 2001. Institute of Toxicology. National Food Agency.

- /39/ ATSDR - The Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 1997. U.S. Department of Health and Human Services. Toxicological Profile for tetrachloroethylene. September 1997.
- /40/ Larsen, B. 1995. Evaluation of health hazards by exposure to trichloroethylene and estimation of a limit value in ambient air. September 1995. Amendment in April 1997.
- /41/ ATSDR - The Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 1997. U.S. Department of Health and Human Services. Toxicological Profile for trichloroethylene. September 1997.
- /42/ Poulsen, M. 1995. Evaluation of health hazards by exposure to 1,1,1-trichloroethane and estimation of a limit value in ambient air. March 1995. Amendment in April 1997.
- /43/ ATSDR - The Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2006. U.S. Department of Health and Human Services. Toxicological Profile for 1,1,1-trichloroethane. July 2006.
- /44/ Nielsen, E. 1994. Evaluation of health hazards by exposure to chloroform and estimation of a limit value in ambient air. September 1995.
- /45/ ATSDR - The Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 1997. U.S. Department of Health and Human Services. Toxicological Profile for chloroform. September 1997.
- /46/ Nielsen, E. 1994. Evaluation of health hazards by exposure to tetrachloromethane and estimation of a limit value in ambient air. September 1995.
- /47/ ATSDR - The Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2005. U.S. Department of Health and Human Services. Toxicological Profile for tetrachloromethane. August 2005.
- /48/ Poulsen, M.. 1995. Evaluation of health hazards by exposure to 1,2-Dichloroethylene and estimation of a limit value in ambient air. March 1995.

- /49/ ATSDR - The Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 1996. U.S. Department of Health and Human Services. Toxicological Profile for cis and trans-1,2-Dichloroethylene. August 1996.
- /50/ Poulsen, M.. 1995. Evaluation of health hazards by exposure to 1,1-dichloroethylene and estimation of a limit value in ambient air. March 1995.
- /51/ ATSDR - The Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 1994. U.S. Department of Health and Human Services. Toxicological Profile for 1,1-Dichloroethylene. May 1994.
- /52/ Larsen, P.B. 1990. Vurdering af sundhedsmæssige aspekter ved eksponering med Vinylchlorid samt estimering af grænseværdi for indhold i drikkevand og luft.. December 1990.
- /53/ ATSDR - The Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2006. U.S. Department of Health and Human Services. Toxicological Profile for vinyl chloride. July 2006.
- /54/ Nexø, B.A. og Nielsen, G.D. 1993. Toksikologisk vurdering af indeklimaforureninger. Bygge- og Boligstyrelsen. februar 1993.
- /55/ Nielsen, G. D. og Wolkoff, P. 2005. Vurdering af VOC'er i indemiljøluften. Sundhedseffekter og oplæg om pragmatiske guidelines. Miljø og Sundhed, nr. 29.
- /56/ ATSDR - The Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 1999. U.S. Department of Health and Human Services. Toxicological Profile for Total Petroleum hydrocarbons (TPH). September 1999.
- /57/ Principles for evaluating the human health risks in Petroleum Hydrocarbons in Soils. 2003. A consultation paper. R& D technical report P5-080/TR1. June 2003.
- /58/ Hodgson A.T. og Levin, H. 2003. Volatile organic compounds in Indoor Air: A review of concentrations measured in North America since 1990. Lawrence

Berkeley National Laboratory: Berkeley, CA.  
<http://eetd.lbl.gov/ie/pdf/LBNL-51715.pdf>.

- /59/ Brown S.K., Sim, M.R. Abramson, M.J. og Gray, C.N. 1994. Concentrations of volatile organic compounds in indoor air – A review. *Indoor Air.* , 4, 123-134.
- /60/ Miljøministeriet. 2003. Bekendtgørelse om etablering og drift af renserier.. nr. 532.
- /61/ Abildgaard, A. og Pedersen, C.B. 2001. Miljøstyrelsen. Begrænsning af luftformig emission af PCE fra renserier. Miljøprojekt nr. 652.
- /62/ Sundhedsstyrelsen. 2003. Til landets Embedslægeinstitutioner. Henstilling vedr. rådgivning i relation til bekendtgørelse om etablering og drift af renserier.
- /63/ Amternes Videntcenter for jordforurening. 2002. Indeklimapåvirkning fra forurenede grunde. Modelberegninger og indeklimamålinger. Teknik og administration. Nr. 1.
- /64/ Schlink, U., Rehwagen, R., Damm, M.; Richter, M., Borte, M. og Herbarth, O. 2004. Seasonal cycle of indoor VOCs: Comparison of apartments and cities. *Atmospheric Environment* . 38, 1181-1190.
- /65/ Lebrecht, E.; van de Wiel, H.J. ; Bos, H.P.; Noij, D.; og Boleij, J.S.M. 1986. Volatile organic compounds in Dutch Homes. *Environment International* 12; 323-332.
- /66/ Bortoli De, M.; Knöppel, H.; Pecchio, E.; Peil, A.; Rogora, L.; Schauenburg, H.; Schlitt, H. og Vissers, H.. 1986. Concentrations of selected organic pollutants in indoor and outdoor air in Northern Italy. *Environment International* 12; 343-350.
- /67/ Sifert, B. Mailahn, W.; Schulz, C. og Detlef, U. 1989. Seasonal Variation of concentrations of volatile organic compounds in selected German homes. *Environment International* 15; 397-408.
- /68/ Sexton, K.; Adgate, J.L.; Ramachandran, G.; Pratt, G.C.; Mongin, S.J. Stock, T.H. og Morandi, M.T. 2004. Comparison of personal, indoor and outdoor exposures to

hazardous air pollutants in three urban communities.  
Environmental Sci. & Technology. 38, (2), 423-430.

- /69/ Zhu, J.; Newhook, R.; Marro, L. og Chan, C.C. 2005. Selected Volatile organic compounds in residential air in the city of Ottawa, Canada.. Environ. Sci. Technol. 39, 3964-3971.
- /70/ Beredskabstyrelsen. Indsatskort for kemikalieuheld.  
<http://www.kemikalieberedskab.dk/>.
- /71/ Miljøstyrelsen. 1998. Vejledning no. 6. Oprydning på forurenede lokaliteter
- /72/ Larsen, B. 1993. Miljøstyrelsen. Benzin- og dieselolieforurenede grunde. Miljøprojekt nr. 223.
- /73/ Thomas McHugh. 2009. Mitigation of VOC through building foundation and lessons learned from the detailed field investigation of vapour intrusion process at Altus and Hill Airbases. Temadag: Poreluft og indeklime – Hvordan er de to koblet? ATV vintermøde. Vingsted. 9. marts 2009.
- /74/ Fyns Amts notat vedr. prøvetagning og vurdering af poreluft. 2005.
- /75/ Jørgensen, T.H; Glensvig, D.; Buck, C.; Bote, T.V.; Nilausen, L.; Mortensen, P. og Skou, H. 2006. Poreluftprojekt – styrende parametre for tidlige variationer af indholdet af klorerede opløsningsmidler i sand- og lerjorde – Hovedtekst. 2006. Miljøprojekt 1094. Miljøstyrelsen

## 10. Ordliste

Afdampningskriteriet	Afdampningskriteriet udtrykker det bidrag, som afdampningen fra jorden maksimalt må udgøre ved påvirkning af indeklimaet eller udeluften. Der er tale om en <i>bidrags</i> -værdi og altså ikke om en <i>total</i> -værdi. Afdampningskriteriet er som udgangspunkt lig luftkvalitetskriteriet (LKK) /22/.
ATSDR	The Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 1997. U.S. Department of Health and Human Services.
At	Arbejdstilsynet
Arbejdstilsynets grænseværdi	Grænseværdien gælder for stoffets gennemsnitskoncentration i løbet af en 8-timers arbejdsdag, 5 dage om ugen.
B-værdi	<p>B-værdier (<b>B</b>idragsværdier) er den luftkoncentration, hvormed den enkelte virksomhed må bidrage til luftforureningen i omgivelserne ved virksomhedens skel /23/. B-værdierne er fastsat under hensyn til, at også særligt følsomme befolkningsgrupper skal leve med dem som en konstant belastning 24 timer i døgnet. B-værdien skal overholdes som en middelværdi over en time, der ikke må overskrides mere end 1% af tiden, svarende til 7 timer pr. måned.</p> <p>Luftkvalitetskriterier er opstillet i forhold til de toksikologiske vurderinger, og disse samt eventuelle administrative overvejelser ligger til grund for B-værdierne.</p>
Kritisk effekt	Den toksikologiske effekt, der anses for at være afgørende, det vil sige danne udgangspunkt, ved fastsættelsen af kvalitetskriterier i luft, jord og vand.
Dosis	Den mængde af et stof (angives sædvanligvis i enheden mg eller mg/kg legemsvægt) som er tilgængelig for optagelse i organismen, f.eks. er det ved indånding volumen af indåndet luft (angives sædvanligvis i enheden m <sup>3</sup> ) ganget med stofkoncentrationen (angives sædvanligvis i enheden mg/m <sup>3</sup> ).
Genotoksisk	Stoffet kan medføre en beskadigelse af cellernes arveanlæg.
Livstidsrisiko	En 10 <sup>-6</sup> livstidsrisiko betyder, at der statistisk set vil opstå 1 kræfttilfælde blandt én million mennesker,

som er udsat for stoffet gennem et helt liv, dvs. ca. 70 år.

LOAEL	<b>Lowest Observed Adverse Effect Level</b>  Den laveste dosis i forsøget, hvor den givne effekt er observeret.
LOEL	<b>Lowest Observed Effect Level</b>  Den laveste dosis i forsøget, hvor også lettere grader af effekter som påvirkning af enzymniveauer og andre effekter af ikke direkte skadelig karakter er observeret.
Lokale effekter	Effekter, der optræder lokalt i luftvejene eller mave-tarmkanalen samt direkte effekter på hud, øjne eller slimhinden ved direkte kontakt med stoffet
Luftkvalitetskriterium (LKK)	Det sundhedsmæssigt baserede kvalitetskriterium i luften /18/.
LGV	Legemsvægt (kropsvægt).
IARC	International Agency for Research on Cancer.
Lugtgrænsen	50%-lugtgrænsen bestemmes ud fra lugtregistrering hos halvdelen af frivillige personer i et lugtpanel.  Luftkvalitetskriteriet for stoffer som medfører lugtgener fastsættes til 1/3 af 50%-lugtgrænsen Dette svarer til, at ca. 1-5% af befolkningen under optimale betingelser vil kunne fornemme lugten.
MST	Miljøstyrelsen
Mutagen	Et mutagen er et stof, som fremkalder eller øger antallet af mutationer. En mutation er en permanent ændring i arvemassen eller strukturen i det genetiske materiale i en organisme.  Ændringerne kan omfatte et enkelt gen, en gengruppe eller et helt kromosom /18/.
NOAEL	<b>No Observed Adverse Effect Level</b>  Den højeste af de anvendte doser, hvor der i et konkret dyreforsøg ikke er observeret den givne (skadelige) effekt. <b>NOAEL</b> kan defineres i forhold til forskelli-



ge eksponeringsveje, f.eks. indtagelse eller inhalation.

NOEL	<p><b>No Observed Effect Level</b></p> <p>Den højeste af de anvendte doser, hvor der i et konkret dyreforsøg ikke er observeret lettere grader af effekter som f.eks. påvirkning af enzymniveauer og andre effekter af ikke direkte skadelig karakter.</p>
Systemiske effekter	<p>Effekter som påvirker forskellige organer i kroppen efter optagelse af stoffet for eksempel via luftvejene, mave-tarmkanalen, og/eller huden.</p>
TDI	<p>Tolerabel Daglig Indtagelse (TDI), som er et udtryk for den daglige gennemsnitsdosis (fra alle kilder), som befolkningen vurderes at kunne udsættes for (tolerere) gennem et helt livsforløb, uden at der forventes at opstå sundhedsskadelige effekter. Enheden er typisk mg/kg legemsvægt pr. dag.</p>
Tærskelværdi	<p>En nedre grænse for koncentrationen, hvorunder der ikke ses effekter, benævnes som en tærskelværdi. Kræftfremkaldende stoffer opdeles i to grupper, enten med eller uden tærskelværdi.</p>
RfC	<p>Reference Concentration (RfC)— defineres af US EPA som en estimat (med usikkerhed på op til én størrelsesorden) af en luftkoncentration, hvor vedvarende eksponering ved inhalation ikke vurderes, at ville kunne medføre sundhedsmæssige effekter for mennesker herunder følsomme grupper.</p>
UF	<p>Usikkerhedsfaktorer</p> <p>UF<sub>I</sub>, UF<sub>II</sub> og UF<sub>III</sub> tager højde for usikkerheder i datagrundlaget.</p> <p>Anvendes ved beregning af TDI og kvalitetskriterier for stoffer hvor der anses at være en tærskelværdi for den kritiske effekt.</p>
US EPA	<p>United States Environmental Protection Agency</p>



## **Bilag 1. Opbygning af database**

## Databasen

For hver lokalitet er der indtastet en række oplysninger, som illustreret i figur B 1 - 1.

Lokalitetsnavn	Kontormiljø		
Vejnavn		Vejnr	
		Postnr	9000
Forureningstype	Uforurenet	Boligens alder	Ukendt
		Region	Nordjylland
Andre oplysninger	Anonym fra DMR		

**Figur B1 - 1** Oplysninger vedr. lokalitet.

For hver lokalitet kan der indtastes resultater opdelt i tre grupper af stoffer:

- Oliestoffer (BTEX, naphthalen, C<sub>9</sub>-C<sub>10</sub> aromater og sum af kulbrinter eller "totalkulbrinter")
- Chlorerede opløsningsmidler (TeCE, TCE, 1,1,1-TCA, TeCM, TCM)
- Nedbrydningsprodukter af chlorerede opløsningsmidler (cis-1,2-DCE, trans-1,2-DCE, 1,1-DCE og VC).

Opdelingen tillader, at der kan indtastes detaljer om analysemetode, opsamlingsmedie og prøvetagningsforhold (aktiv eller passiv opsamling, luftflow, luftmængder eller eksponeringstid for passiv opsamling), idet der ofte anvendes forskellige rør og forskellige prøvetagningsforhold for de forskellige stofgrupper. For hver måling anføres desuden dato og art, dvs. om der måles på udeluft, indeluft, luft fra det kapillarbrydende lag under huset eller poreluft.

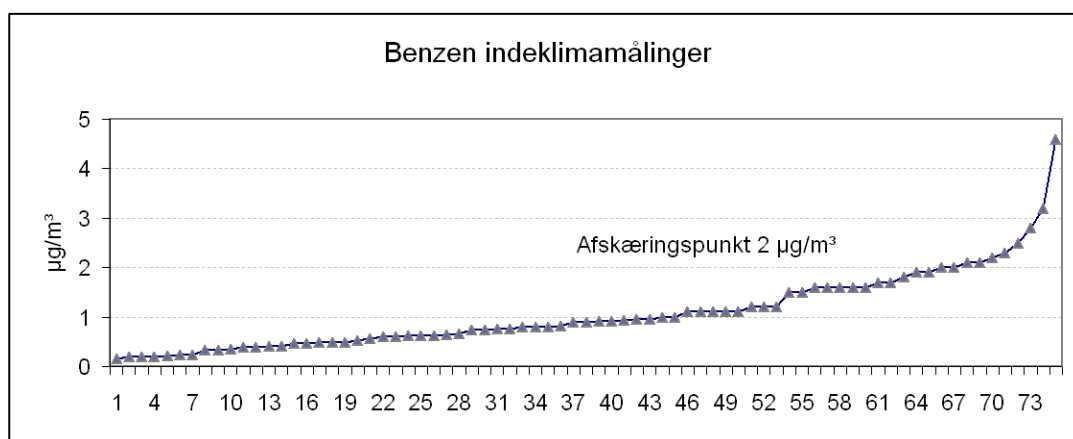
De data som indgår i databasen, er fra lokaliteter, som kan være svagt påvirket af en evt. jordforurening.

Der er kun medtaget nyere danske måledata (siden 2000) for udeluft og indeklimaniveauer på de evt. svagt forureningspåvirkede lokaliteter, da de tidligere anvendte målemetoder kan afvige væsentligt fra de nuværende metoder og fordi forureningsbi-

drag fra trafikken og industrien har været faldende de sidste mange år.

Der er dog udført mange danske indeklimaundersøgelser på “potentielt” forurenede ejendomme, hvor det kan dokumenteres, at koncentrationerne af f.eks. chlorerede opløsningsmidler ligger på et ret lavt niveau fra 0,1 – 0,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  eller mindre. Der måles dog typisk indeklimakoncentrationer af benzen på 0,5 – 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , dvs. samme niveau som i byluft, hvilket overskrider afdampningskriteriet.

I databasen er der ikke medtaget indeklimamålinger, som tydeligvis er påvirket af forureningskilder, eller målinger i ejendomme, hvor der er fundet høje niveauer i poreluften eller det kapillærbrydende lag under husene. Ved vurdering af de forventelige baggrundsniveauer er der desuden foretaget en visuelt vurdering af data plottet i numerisk rækkefølge (ranked data-plot), og der er fjernet data med afvigende høje værdier



**Figur B 1 - 2** Ranked dataplot og valg af afskæringspunkt på  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for benzen indeklimamålinger.

Udvælgelsen af egnede data har været en subjektiv proces, og dette kan betyde, at nogle af de frasorterede høje værdier alligevel repræsenterer et “højt baggrundsniveau” som ikke skyldes jord- eller grundvandsforurening. Fjernelse af disse værdier har dog ikke påvirket medianværdierne signifikant.

Flere målinger, der er mindre end den analytiske detektionsgrænse, er dog medtaget i databasen med den pålydende værdi og en anmærkning om at de ligger under detektionsgrænsen. Der er ikke medtaget målinger foretaget med ualmindelige høje detektionsgrænser.

Som det ses af eksemplet i figur B 1 - 3, er indholdet af sum af kulbrinter (totalkulbrinter) mindre end detektionsgrænsen på 50 µg/m<sup>3</sup>. Anmærkningen om at en måling er mindre end detektionsgrænsen tillader, at disse værdier evt. kan frasorteres. Målinger med høje detektionsgrænser er dog ikke medtaget i databasen.

Målinger-Oliestoffer

Dato: 22-okt-03 Art: Udeluft

Målepunkt-ID: UL100 Analysemetode: GC-MS

Opsamlingsmedie: ATD-rør Opsamlingsteknik: Passiv opsamling

Flow, l/min: 0 Luftmængder, l: 0 Tid, timer (passiv): 333

Andre oplysninger

Under det.gi	<input type="checkbox"/>	Benzen, µg/m <sup>3</sup>	2,2
Under det.gi	<input type="checkbox"/>	Toluen, µg/m <sup>3</sup>	4,1
Under det.gi	<input type="checkbox"/>	m/p xylen, µg/m <sup>3</sup>	3,6
Under det.gi	<input type="checkbox"/>	o-xylen, µg/m <sup>3</sup>	
Under det.gi	<input type="checkbox"/>	Ethylbenzen, µg/m <sup>3</sup>	0,8
Under det.g	<input type="checkbox"/>	Naphthalen, µg/m <sup>3</sup>	
Under det.gi	<input type="checkbox"/>	C9-C10-aromater, µg/m <sup>3</sup>	2,5
Under det.gi	<input checked="" type="checkbox"/>	Totalkulbrinter, µg/m <sup>3</sup>	50

Record: 1 of 2

**Figur B 1 – 3** Oplysninger om den individuelle måling – oliestoffer..

Desuden er der i forbindelse med en tidligere rapport fra Videncenter for Jordforurening om indeklimapåvirkninger /63/ i et Excel regneark indsamlet mange data for indeklima og poreluftundersøgelser fra før 2001. Udeluft- og referencemålinger af indeklimaet fra denne undersøgelse er medtaget i databasen, såfremt målingerne er udført som laboratoriemålinger, men disse er ikke anvendt i databehandlingen, idet målingerne er af ældre dato.

Det primære fokus ved indsamling af data er udeluft- og indeklimamålinger udført med akkrediterede laboratorieanalyser. Ligesom dataindsamling fra 2001 /63/ indtastes evt. tilgængelige oplysninger om, hvordan målingerne er udført (kulrør, ATD-rør, passiv eller aktiv opsamling, luftvolumen, flowhastighed), hvorfra prøverne er udtaget (reference-udeluft, reference-indeluft,

poreluft, kapillarbrydende lag, indeklimaet; hvilken type rum) samt prøvetagningsforhold, som kan påvirke målingerne, herunder arten af den forventede forurening på lokaliteten.





## **Bilag 2. Udenlandske undersøgelser**

## Benzen – udenlandske litteraturkilder

Benzen i udeluft	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Leipzig (blandet bolig og erhverv), Tyskland. 1994-2001 (median, n=222) /11/	1,3
Position 16 km nord for Barcelona, Spanien, 2003-2004 (kontinuert over flere dage hvert kvartal over 1 år /12/	0,21-1,24
Ann Arbor (villaområder), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 40) /13/	0,70-1,08
Ypsilanti (tæt bebyggelse og erhverv), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 30) /13	0,72-0,83
Dearborn (tæt bebyggelse og industri), USA. 2004-2005 (median for hhv. forår-efterår, n=2 x 40) /13/	0,93-1,44
LA, Elizabeth og Houston (boliger), USA. 1999-2001 (median, n=2 x 220, 2 målerunder over 48 t) /14, 15/	1,68
Philips, St Paul og Battle Creek, USA. 1999 (median, n=132, 3 målerunder over 48 t, 100% over det.gr.) /68/	1,3
Ottawa, Canada. 2002-2003 (median, n=74, 10 l luft på rør, 62% over det.gr.) /69/	0,29
<b>Afdampningskriteriet</b>	<b>0,13</b>

Benzen i indeklime	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Leipzig (blandet bolig og erhverv), Tyskland. 1994-2001 (median, passiv opsamling over 4 uger, n=1499) /11/	2,24
Leipzig, München og Köhl, Tyskland. 1994-2001 (median, n=2103) /64/	2,3
Ann Arbor (villaområder), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 50) /13/	0,94-1,06
Ypsilanti (tæt bebyggelse og erhverv), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 30) /13	1,05-1,12
Dearborn (tæt bebyggelse og industri), USA. 2004-2005 (median for hhv. forår-efterår, n=2 x 45) /13/	1,25-1,83
LA, Elizabeth og Houston (ikke-ryger boliger), USA. 1999-2001 (median, n=2 x 220, passiv opsamling over 48 t med gentagelse efter 3 mdr.) /14, 15/	2,22
Philips, St Paul og Battle Creek, USA. 1999 (median, n=292, 3 målerunder over 48 t, 83% over det.gr.) /68/	1,9
Ottawa, Canada 2002-2003, (en-familie hus med natural gas, 13% rygning, gns. husalder 37år) (median, n=75, 10 l luft på rør, 97% over det.gr.) /69/	2,15
Copenhagen (passiv over 1 uge. n=2) -2007 /17/	0,9/1
<b>Afdampningskriteriet</b>	<b>0,13</b>

## Toluen – udenlandske litteraturkilder

<b>Toluen i udeluft</b>	<b>µg/m<sup>3</sup></b>
Leipzig (blandet bolig og erhverv), Tyskland. 1994-2001 (median, n=222) /11/	2,83
Position 16 km nord for Barcelona, Spanien, 2003-2004 (kontinuert over flere dage hvert kvartal over 1 år) /12/	0,8-5,2
Ann Arbor (villaområder), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 40) /13/	0,8-1,6
Ypsilanti (tæt bebyggelse og erhverv), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 30) /13	1,4-1,4
Dearborn (tæt bebyggelse og industri), USA. 2004-2005 (median for hhv. forår-efterår, n=2 x 40) /13/	3,4-3,7
LA, Elizabeth og Houston (boliger), USA. 1999-2001 (median, n=2 x 220, 2 målerunder over 48 t) /14, 15/	4,43
Philips, St Paul og Battle Creek, USA. 1999 (median, n=132, 3 målerunder over 48 t, 83% over det.gr.) /68/	3,0
Ottawa, Canada. 2002-2003 (median, n=74, 10 l luft på rør, 73% over det.gr.) /69/	0,45
<b>Afdampningskriteriet</b>	<b>400</b>

<b>Toluen i indeklime</b>	<b>µg/m<sup>3</sup></b>
Leipzig (blandet bolig og erhverv), Tyskland. 1994-2001 (median, passiv opsamling over 4 uger, n=1499) /11/	18,8
Leipzig, München og Köhl, Tyskland. 1994-2001 (median, n=2103) /64/	18,3
Ann Arbor (villaområder), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 50) /13/	5,62-5,99
Ypsilanti (tæt bebyggelse og erhverv), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 30) /13	13,96-9,06
Dearborn (tæt bebyggelse og industri), USA. 2004-2005 (median for hhv. forår-efterår, n=2 x 45) /13/	7,56-6,43
LA, Elizabeth og Houston (ikke-ryger boliger), USA. 1999-2001 (median, n=2 x 220, passiv opsamling over 48 t med gentagelse efter 3 mdr.) /14, 15/	10,53
Philips, St Paul og Battle Creek, USA. 1999 (median, n=292, 3 målerunder over 48 t, 98% over det.gr.) /68/	12,3
Ottawa, Canada 2002-2003, (en-familie hus med natural gas, 13% rygning, gns. husalder 37år) (median, n=75, 10 l luft på rør, 95% over det.gr.) /69/	5,53
Copenhagen (passiv over 1 uge. n=2) -2007 /17/	9,2/4
<b>Afdampningskriteriet</b>	<b>400</b>

### **o-Xylen – udenlandske litteraturkilder**

Analysemæssigt kan der skelnes mellem m+p xylener og o-xylener, og derfor opgives disse som særskilte værdier i mange rapporter.

<b>o-xylen i udeluft</b>	<b>µg/m<sup>3</sup></b>
Leipzig (blandet bolig og erhverv), Tyskland. 1994-2001 (median, n=222) /11/	0,41
Ann Arbor (villaområder), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 40) /13/	0,21-0,31
Ypsilanti (tæt bebyggelse og erhverv), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 30) /13/	0,26-0,27
Dearborn (tæt bebyggelse og industri), USA. 2004-2005 (median for hhv. forår-efterår, n=2 x 40) /13/	0,76-0,9
LA, Elizabeth og Houston (boliger), USA. 1999-2001 (median, n=2 x 220, 2 målerunder over 48 t) /14, 15/	0,97
Philips, St Paul og Battle Creek, USA. 1999 (median, n=132, 3 målerunder over 48 t, 97% over det.gr.) /68/	0,7
Ottawa, Canada. 2002-2003 (median, n=74, 10 l luft på rør, 73% over det.gr.) /69/	0,1
<b>Afdampningskriteriet for sum af xylener</b>	<b>100</b>

<b>o-xylen i indeklima</b>	<b>µg/m<sup>3</sup></b>
Leipzig (blandet bolig og erhverv), Tyskland. 1994-2001 (median, passiv opsamling over 4 uger, n=1499) /11/	1,43
Leipzig, München og Köhl, Tyskland. 1994-2001 (median, n=2103) /64/	1,4
Ann Arbor (villaområder), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 50) /13/	0,74-0,94
Ypsilanti (tæt bebyggelse og erhverv), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 30) /13/	1,38-0,94
Dearborn (tæt bebyggelse og industri), USA. 2004-2005 (median for hhv. forår-efterår, n=2 x 45) /13/	1,26-1,49
LA, Elizabeth og Houston (ikke-ryger boliger), USA. 1999-2001 (median, n=2 x 220, passiv opsamling over 48 t med gentagelse efter 3 mdr.) /14, 15/	1,5
Philips, St Paul og Battle Creek, USA. 1999 (median, n=292, 3 målerunder over 48 t, 99,7% over det.gr.) /68/	1,6
Ottawa, Canada 2002-2003, (en-familie hus med natural gas, 13% rygning, gns. husalder 37år) (median, n=75, 10 l luft på rør, 87% over det.gr.) /69/	1,22
Copenhagen (passiv over 1 uge. n=2) -2007 /17/	0,7/0,6
<b>Afdampningskriteriet for sum af xylener</b>	<b>100</b>

### m/p-Xylen – udenlandske litteraturkilder

m/p-xylen i udeluft	µg/m <sup>3</sup>
Leipzig (blandet bolig og erhverv), Tyskland. 1994-2001 (median, n=222) /11/	1,32
Ann Arbor (villaområder), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 40) /13/	0,66-0,94
Ypsilanti (tæt bebyggelse og erhverv), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 30) /13/	0,79-0,84
Dearborn (tæt bebyggelse og industri), USA. 2004-2005 (median for hhv. forår-efterår, n=2 x 40) /13/	2,29-2,67
LA, Elizabeth og Houston (boliger), USA. 1999-2001 (median, n=2 x 220, 2 målerunder over 48 t) /14, 15/	2,5
Philips, St Paul og Battle Creek, USA. 1999 (median, n=132, 3 målerunder over 48 t, 99% over det.gr.) /68/	2,0
Ottawa, Canada. 2002-2003 (median, n=74, 10 l luft på rør, 74% over det.gr.) /69/	0,24
<b>Afdampningskriteriet for sum af xylen</b>	<b>100</b>

m/p-xylen i indeklime	µg/m <sup>3</sup>
Leipzig (blandet bolig og erhverv), Tyskland. 1994-2001 (median, passiv op- samling over 4 uger, n=1499) /11/	4,13
Leipzig, München og Köhl, Tyskland. 1994-2001 (median, n=2103) /64/	4,6
Ann Arbor (villaområder), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 50) /13/	2,01-2,75
Ypsilanti (tæt bebyggelse og erhverv), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 30) /13/	3,81-2,99
Dearborn (tæt bebyggelse og industri), USA. 2004-2005 (median for hhv. forår-efterår, n=2 x 45) /13/	3,38-4,46
LA, Elizabeth og Houston (ikke-ryger boliger), USA. 1999-2001 (median, n=2 x 220, passiv opsamling over 48 t med gentagelse efter 3 mdr.) /14, 15/	4,11
Philips, St Paul og Battle Creek, USA. 1999 (median, n=292, 3 målerunder over 48 t, 99,7% over det.gr.) /68/	4,8
Ottawa, Canada 2002-2003, (en-familie hus med natural gas, 13% rygning, gns. husalder 37år) (median, n=75, 10 l luft på rør, 85% over det.gr.) /69/	3,59
Copenhagen (passiv over 1 uge. n=2) -2007 /17/	1,7/1,6
<b>Afdampningskriteriet for sum af xylen</b>	<b>100</b>

## Ethylbenzen – udenlandske litteraturkilder

<b>Ethylbenzen i udeluft</b>	<b>µg/m<sup>3</sup></b>
Leipzig (blandet bolig og erhverv), Tyskland. 1994-2001 (median, n=222) /11/	0,49
Ann Arbor (villaområder), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 40) /13/	0,2-0,28
Ypsilanti (tæt bebyggelse og erhverv), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 30) /13	0,24-0,24
Dearborn (tæt bebyggelse og industri), USA. 2004-2005 (median for hhv. forår-efterår, n=2 x 40) /13/	0,6-0,73
LA, Elizabeth og Houston (boliger), USA. 1999-2001 (median, n=2 x 220, 2 målerunder over 48 t) /14, 15/	0,93
Philips, St Paul og Battle Creek, USA. 1999 (median, n=132, 3 målerunder over 48 t, 99% over det.gr.) /68/	0,5
Ottawa, Canada. 2002-2003 (median, n=74, 10 l luft på rør, 73% over det.gr.) /69/	0,1
<b>Afdampningskriteriet for sum af xylener</b>	<b>100</b>

<b>Ethylbenzen i indeklima</b>	<b>µg/m<sup>3</sup></b>
Leipzig (blandet bolig og erhverv), Tyskland. 1994-2001 (median, passiv op- samling over 4 uger, n=1499) /11/	1,86
Leipzig, München og Köhl, Tyskland. 1994-2001 (median, n=2103) /64/	1,9
Ann Arbor (villaområder), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 50) /13/	0,7-0,77
Ypsilanti (tæt bebyggelse og erhverv), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 30) /13	1,31-0,77
Dearborn (tæt bebyggelse og industri), USA. 2004-2005 (median for hhv. forår-efterår, n=2 x 45) /13/	1,09-1,63
LA, Elizabeth og Houston (ikke-ryger boliger), USA. 1999-2001 (median, n=2 x 220, passiv opsamling over 48 t med gentagelse efter 3 mdr.) /14, 15/	1,47
Philips, St Paul og Battle Creek, USA. 1999 (median, n=292, 3 målerunder over 48 t, 99% over det.gr.) /68/	1,4
Ottawa, Canada 2002-2003, (en-familie hus med natural gas, 13% rygning, gns. husalder 37år) (median, n=75, 10 l luft på rør, 83% over det.gr.) /69/	1,05
Copenhagen (passiv over 1 uge. n=2) -2007 /17/	0,6/0,6
<b>Afdampningskriteriet for sum af xylener</b>	<b>100</b>

## Naphthalen – udenlandske litteraturkilder

Naphthalen i udeluft	µg/m <sup>3</sup>
Leipzig (blandet bolig og erhverv), Tyskland. 1994-2001 (median, n=222) /11/	0,08
Ann Arbor (villaområder), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 40) /13/	0,16-0,17
Ypsilanti (tæt bebyggelse og erhverv), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 30) /13/	0,12-0,11
Dearborn (tæt bebyggelse og industri), USA. 2004-2005 (median for hhv. forår-efterår, n=2 x 40) /13/	0,24-0,38
Ottawa, Canada. 2002-2003 (median, n=74, 10 l luft på rør, 54% over det.gr.) /69/	0,02
<b>Afdampningskriteriet</b>	<b>40</b>

Naphthalen i indeklima	µg/m <sup>3</sup>
Leipzig (blandet bolig og erhverv), Tyskland. 1994-2001 (median, passiv opsamling over 4 uger, n=1499) /11/	0,31
Leipzig, München og Köhl, Tyskland. 1994-2001 (median, n=2103) /64/	0,3
Ann Arbor (villaområder), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 50) /13/	0,89-0,63
Ypsilanti (tæt bebyggelse og erhverv), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 30) /13/	1,13-0,57
Dearborn (tæt bebyggelse og industri), USA. 2004-2005 (median for hhv. forår-efterår, n=2 x 45) /13/	0,92-1,1
Ottawa, Canada 2002-2003, (en-familie hus med natural gas, 13% rygning, gns. husalder 37år) (median, n=75, 10 l luft på rør, 83% over det.gr.) /69/	0,39
<b>Afdampningskriteriet</b>	<b>40</b>

### VOC (udeluft) – udenlandske litteraturkilder

VOC i udeluft		$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Leipzig, Tyskland, 1994-2001 (median, n=222) /11/ heraf:		14,7
Alkaner	$\mu\text{g}/\text{m}^3$ 3,3	
Cycloalkaner	1,5	
Aromater	7,6	
Terpener	1,1	
Ann Arbor, USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 40) /13/ heraf:		5,4-8,0
C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> -aromater	$\mu\text{g}/\text{m}^3$ 0,65-1,1	
Terpener	0,35-0,22	
Ypsilanti, USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 30) /13/ heraf:		7,0-6,8
C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> -aromater	$\mu\text{g}/\text{m}^3$ 1,06-0,95	
Terpener	0,5-0,21	
Dearborn (industri), USA. 2004-2005 (median for hhv. forår-efterår, n=2 x 40) /13/ heraf:		14,8-17,3
C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> -aromater	$\mu\text{g}/\text{m}^3$ 2,8-3,2	
Terpener	0,48-1,08	
Philips, St Paul og Battle Creek, USA. 1999(median, n=121, 3 målerunder over 48 t, 70-100% over det.gr.) /68/ heraf:		
Terpener	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	
Limonen	0,2	
$\alpha$ -pinen	0,2	
$\beta$ -pinen	0,1	
Ottawa, Canada. 2002-2003 (median, n=74, 10 l luft på rør, 68% over det.gr.) /69/ heraf:		
C <sub>9</sub> -aromater	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	
1,2,4-trimethylbenzen	0,15	
<b>Afdampningskriteriet for sum af C<sub>5</sub>-C<sub>30</sub> kulbrinter</b>		<b>100</b>
<b>Afdampningskriteriet for C<sub>9</sub>-C<sub>10</sub> aromater</b>		<b>30</b>



## VOC (indeluft) – udenlandske litteraturkilder

VOC i indeklima	$\mu\text{g}/\text{m}^3$										
Leipzig, Tyskland, 1994-2001 (median, passiv opsamling over 4 uger, n=1499) /11/ <table border="1"> <tr> <td>heraf:</td> <td><math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></td> </tr> <tr> <td>Alkaner</td> <td>26,1</td> </tr> <tr> <td>Cycloalkaner</td> <td>5,0</td> </tr> <tr> <td>Aromater</td> <td>37,7</td> </tr> <tr> <td>Terpener</td> <td>41,8</td> </tr> </table>	heraf:	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Alkaner	26,1	Cycloalkaner	5,0	Aromater	37,7	Terpener	41,8	138
heraf:	$\mu\text{g}/\text{m}^3$										
Alkaner	26,1										
Cycloalkaner	5,0										
Aromater	37,7										
Terpener	41,8										
Ann Arbor, USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 50) /13/ <table border="1"> <tr> <td>heraf:</td> <td><math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></td> </tr> <tr> <td>C<sub>9</sub>-C<sub>10</sub>-aromater</td> <td>3,5-4,4</td> </tr> <tr> <td>Terpener</td> <td>12,5-16,2</td> </tr> </table>	heraf:	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> -aromater	3,5-4,4	Terpener	12,5-16,2	49,9-57,5				
heraf:	$\mu\text{g}/\text{m}^3$										
C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> -aromater	3,5-4,4										
Terpener	12,5-16,2										
Ypsilanti, USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 30) /13 <table border="1"> <tr> <td>heraf:</td> <td><math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></td> </tr> <tr> <td>C<sub>9</sub>-C<sub>10</sub>-aromater</td> <td>6,0-4,3</td> </tr> <tr> <td>Terpener</td> <td>25,2-17,3</td> </tr> </table>	heraf:	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> -aromater	6,0-4,3	Terpener	25,2-17,3	118-84				
heraf:	$\mu\text{g}/\text{m}^3$										
C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> -aromater	6,0-4,3										
Terpener	25,2-17,3										
Dearborn (boliger i industriby), USA. 2004-2005 (median for hhv. forår-efterår, n=2 x 45) /13/ <table border="1"> <tr> <td>heraf:</td> <td><math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></td> </tr> <tr> <td>C<sub>9</sub>-C<sub>10</sub>-aromater</td> <td>8,0-8,4</td> </tr> <tr> <td>Terpener</td> <td>27,1-26,4</td> </tr> </table>	heraf:	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> -aromater	8,0-8,4	Terpener	27,1-26,4	91-88				
heraf:	$\mu\text{g}/\text{m}^3$										
C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> -aromater	8,0-8,4										
Terpener	27,1-26,4										
Philips, St Paul og Battle Creek, USA. 1999 (median, n=262, 3 målerunder over 48 t, 71-100% over det.gr.) /68/ <table border="1"> <tr> <td>Terpener</td> <td><math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></td> </tr> <tr> <td>Limonen</td> <td>9</td> </tr> <tr> <td><math>\alpha</math>-pinen</td> <td>2,5</td> </tr> <tr> <td><math>\beta</math>-pinen</td> <td>1,2</td> </tr> </table>	Terpener	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Limonen	9	$\alpha$ -pinen	2,5	$\beta$ -pinen	1,2			
Terpener	$\mu\text{g}/\text{m}^3$										
Limonen	9										
$\alpha$ -pinen	2,5										
$\beta$ -pinen	1,2										
Ottawa, Canada 2002-2003, (en-familie hus med natural gas, 13% rygning, gns. husalder 37år) (median, n=75, 10 l luft på rør, 85% over det.gr.) /69/ <table border="1"> <tr> <td>C<sub>9</sub>-aromater</td> <td><math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></td> </tr> <tr> <td>1,2,4-trimethylbenzen</td> <td>2,21</td> </tr> </table>	C <sub>9</sub> -aromater	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	1,2,4-trimethylbenzen	2,21							
C <sub>9</sub> -aromater	$\mu\text{g}/\text{m}^3$										
1,2,4-trimethylbenzen	2,21										
<b>Afdampningskriteriet for sum af C<sub>5</sub>-C<sub>30</sub> kulbrinter</b>	<b>100</b>										
<b>Afdampningskriteriet for C<sub>9</sub>-C<sub>10</sub> aromater</b>	<b>30</b>										

## Tetrachlorethylen (PCE el. TeCE) – udenlandske litteraturkilder

<b>Tetrachlorethylen i udeluft</b>	<b>µg/m<sup>3</sup></b>
Leipzig (blandet bolig og erhverv), Tyskland. 1994-2001 (median, n=222) /11/	0,09
Ann Arbor (villaområder), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 40) /13/	0,18-0,15
Ypsilanti (tæt bebyggelse og erhverv), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 30) /13	0,11-0,16
Dearborn (tæt bebyggelse og industri), USA. 2004-2005 (median for hhv. forår-efterår, n=2 x 40) /13/	0,28-0,41
LA, Elizabeth og Houston (boliger), USA. 1999-2001 (median, n=2 x 220, 2 målerunder over 48 t) /14, 15/	0,62
Philips, St Paul og Battle Creek, USA. 1999(median, n=132, 3 målerunder over 48 t, 99% over det.gr.) /68/	0,3
Ottawa, Canada. 2002-2003 (median, n=74, 10 l luft på rør, 38% over det.gr.) /69/	0,015
<b>Afdampningskriteriet</b>	<b>6</b>

<b>Tetrachlorethylen i indeklime</b>	<b>µg/m<sup>3</sup></b>
Leipzig (blandet bolig og erhverv), Tyskland. 1994-2001 (median, passiv opsamling over 4 uger, n=1499) /11/	1,37
Leipzig, München og Köhl, Tyskland. 1994-2001 (median, n=2103) /64/	1,4
Ann Arbor (villaområder), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 50) /13/	0,28-0,21
Ypsilanti (tæt bebyggelse og erhverv), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 30) /13	0,28-0,25
Dearborn (tæt bebyggelse og industri), USA. 2004-2005 (median for hhv. forår-efterår, n=2 x 45) /13/	0,59-0,51
LA, Elizabeth og Houston (ikke-ryger boliger), USA. 1999-2001 (median, n=2 x 220, passiv opsamling over 48 t med gentagelse efter 3 mdr.) /14, 15/	0,89
Philips, St Paul og Battle Creek, USA. 1999 (median, n=292, 3 målerunder over 48 t, 98% over det.gr.) /68/	0,6
Ottawa, Canada 2002-2003, (en-familie hus med natural gas, 13% rygning, gns. husalder 37år) (median, n=75, 10 l luft på rør, 83% over det.gr.) /69/	0,47
<b>Afdampningskriteriet</b>	<b>6</b>

## TCE – udenlandske litteraturkilder

<b>Trichlorethylen i udeluft</b>	<b>µg/m<sup>3</sup></b>
Leipzig (blandet bolig og erhverv), Tyskland. 1994-2001 (median, n=222) /11/	0,11
Ann Arbor (villaområder), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 40) /13/	0,00-0,04
Ypsilanti (tæt bebyggelse og erhverv), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 30) /13	0,00-0,05
Dearborn (tæt bebyggelse og industri), USA. 2004-2005 (median for hhv. forår-efterår, n=2 x 40) /13/	0,00-0,04
LA, Elizabeth og Houston (boliger), USA. 1999-2001 (median, n=2 x 220, 2 målerunder over 48 t) /14, 15/	0,07
Philips, St Paul og Battle Creek, USA. 1999 (median, n=132, 3 målerunder over 48 t, 74% over det.gr.) /68/	0,1
Ottawa, Canada. 2002-2003 (median, n=74, 10 l luft på rør, 19% over det.gr.) /69/	0,01
<b>Afdampningskriteriet</b>	<b>1</b>

<b>Trichlorethylen i indeklime</b>	<b>µg/m<sup>3</sup></b>
Leipzig (blandet bolig og erhverv), Tyskland. 1994-2001 (median, passiv opsamling over 4 uger, n=1499) /11/	0,31
Leipzig, München og Köhl, Tyskland. 1994-2001 (median, n=2103) /64/	0,3
Ann Arbor (villaområder), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 50) /13/	0,00-0,04
Ypsilanti (tæt bebyggelse og erhverv), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 30) /13	0,00-0,04
Dearborn (tæt bebyggelse og industri), USA. 2004-2005 (median for hhv. forår-efterår, n=2 x 45) /13/	0,00-0,04
LA, Elizabeth og Houston (ikke-ryger boliger), USA. 1999-2001 (median, n=2 x 220, passiv opsamling over 48 t med gentagelse efter 3 mdr.) /14, 15/	0,13
Philips, St Paul og Battle Creek, USA. 1999 (median, n=292, 3 målerunder over 48 t, 84% over det.gr.) /68/	0,2
Ottawa, Canada 2002-2003, (en-familie hus med natural gas, 13% rygning, gns. husalder 37år) (median, n=75, 10 l luft på rør, 33% over det.gr.) /69/	0,01
<b>Afdampningskriteriet</b>	<b>1</b>

### 1,1,1-TCA – udenlandske litteraturkilder

<b>1,1,1-trichlorethan i udeluft</b>	<b>µg/m<sup>3</sup></b>
Ann Arbor (villaområder), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 40) /13/	0,07-0,09
Ypsilanti (tæt bebyggelse og erhverv), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 30) /13/	0,00-0,11
Dearborn (tæt bebyggelse og industri), USA. 2004-2005 (median for hhv. forår-efterår, n=2 x 40) /13/	0,08-0,10
<b>Afdampningskriteriet</b>	<b>500</b>

<b>1,1,1-trichlorethan i indeklima</b>	<b>µg/m<sup>3</sup></b>
Ann Arbor (villaområder), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 50) /13/	0,08-0,08
Ypsilanti (tæt bebyggelse og erhverv), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 30) /13/	0,00-0,09
Dearborn (tæt bebyggelse og industri), USA. 2004-2005 (median for hhv. forår-efterår, n=2 x 45) /13/	0,08-0,07
<b>Afdampningskriteriet</b>	<b>500</b>

## Tetrachlormethan – udenlandske litteraturkilder

<b>Tetrachlormethan i udeluft</b>	<b>µg/m<sup>3</sup></b>
Leipzig (blandet bolig og erhverv), Tyskland. 1994-2001 (median, n=222) /11/	
Ann Arbor (villaområder), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 40) /13/	0,72-1,06
Ypsilanti (tæt bebyggelse og erhverv), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 30) /13	0,72-1,24
Dearborn (tæt bebyggelse og industri), USA. 2004-2005 (median for hhv. forår-efterår, n=2 x 40) /13/	1,06-1,05
LA, Elizabeth og Houston (boliger), USA. 1999-2001 (median, n=2 x 220, 2 målerunder over 48 t) /14, 15/	0,63
Philips, St Paul og Battle Creek, USA. 1999 (median, n=132, 3 målerunder over 48 t, 99% over det.gr.) /68/	0,6
<b>Afdampningskriteriet</b>	<b>5</b>

<b>Tetrachlormethan i indeklima</b>	<b>µg/m<sup>3</sup></b>
Ann Arbor (villaområder), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 50) /13/	0,95-0,75
Ypsilanti (tæt bebyggelse og erhverv), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 30) /13	0,87-0,85
Dearborn (tæt bebyggelse og industri), USA. 2004-2005 (median for hhv. forår-efterår, n=2 x 45) /13/	1,06-1,10
LA, Elizabeth og Houston (ikke-ryger boliger), USA. 1999-2001 (median, n=2 x 220, passiv opsamling over 48 t med gentagelse efter 3 mdr.) /14, 15/	0,61
Philips, St Paul og Battle Creek, USA. 1999 (median, n=292, 3 målerunder over 48 t, 99,7% over det.gr.) /68/	0,5
<b>Afdampningskriteriet</b>	<b>5</b>

## Chloroform – udenlandske litteraturkilder

Chloroform i udeluft	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Ann Arbor (villaområder), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 40) /13/	0,06-0,06
Ypsilanti (tæt bebyggelse og erhverv), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 30) /13	0,04-0,06
Dearborn (tæt bebyggelse og industri), USA. 2004-2005 (median for hhv. forår-efterår, n=2 x 40) /13/	0,04-0,07
LA, Elizabeth og Houston (boliger), USA. 1999-2001 (median, n=2 x 220, 2 målerunder over 48 t) /14, 15/	0,11
Philips, St Paul og Battle Creek, USA. 1999 (median, n=132, 3 målerunder over 48 t, 74% over det.gr.) /68/	0,1
Ottawa, Canada. 2002-2003 (median, n=74, 10 l luft på rør, 22% over det.gr.) /69/	0,01
<b>Afdampningskriteriet</b>	<b>20</b>

Chloroform i indeklime	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Ann Arbor (villaområder), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 50) /13/	0,13-0,08
Ypsilanti (tæt bebyggelse og erhverv), USA. 2004-2005 (median for hhv. sommer-vinter, n=2 x 30) /13	0,6-0,32
Dearborn (tæt bebyggelse og industri), USA. 2004-2005 (median for hhv. forår-efterår, n=2 x 45) /13/	0,68-0,76
LA, Elizabeth og Houston (ikke-ryger boliger), USA. 1999-2001 (median, n=2 x 220, passiv opsamling over 48 t med gentagelse efter 3 mdr.) /14, 15/	0,97
Philips, St Paul og Battle Creek, USA. 1999 (median, n=292, 3 målerunder over 48 t, 75,3% over det.gr.) /68/	0,9
Ottawa, Canada 2002-2003, (en-familie hus med natural gas, 13% rygning, gns. husalder 37år) (median, n=75, 10 l luft på rør, 93% over det.gr.) /69/	1,19
<b>Afdampningskriteriet</b>	<b>20</b>

**Bilag 3. Beregning af prioriteringsniveauer for  
kræftfremkaldende stoffer**

### Eksempel med benzen

Eksposering over 70 år med en årsmiddelkoncentration på 0,13 µg benzen/m<sup>3</sup> vurderes at medføre en livstidsrisiko for at få leukæmi på 10<sup>-6</sup> (én ud af én million mennesker) /27/.

Såfremt en person eksponeres for 5 gange LKK (0,65 µg/m<sup>3</sup>) i op til 20 år vil der statistisk opstå ca. 1,43 ekstra kræfttilfælde blandt én million mennesker, se ligning 1.

$$\frac{(5 \times 20)}{(70)} \times 1 \times 10^{-6} = 1,43 \times 10^{-6} \dots\dots\dots 1$$

Såfremt eksponeringen over 6 måneder ligger endnu højere (niveau V) ved f.eks. 65 µg/m<sup>3</sup> (500 gange LKK) vil der statistisk set opstå ca. 3,6 ekstra kræfttilfælde blandt én million mennesker

$$\frac{(500 \times 0,5)}{(70)} \times 1 \times 10^{-6} = 3,6 \times 10^{-6} \dots\dots\dots 2^1$$

I tabel B3-1 er intervallet for livstidsrisikoen for kræft ved eksposering for benzen i forskellige koncentrationer og tidsperioder vist.

---

<sup>1</sup> MST: ligning 2 i bilag 3, skal rettes til:

$$\frac{500 \times 0,5}{70} \times 10^{-6} = 3,6 \times 10^{-6}$$



Priorite- ringsniveau	Max. konc.  $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Beregnet teoretisk ekstra livstidsrisiko $\times 10^6$ ved eksponering over 0,5 -20 år med den angivne koncentration					
		År					
		0,5	1	2	5	10	20
Niveau I	65*	3,6	7,1	14	36	71	143
Niveau II	6,5	2,6	5,1	1,4	3,6	7,1	14
Niveau III	3,25	0,9	1,8	0,7	1,8	3,6	7,1
Niveau IV	1,3	0,1	0,3	0,3	0,7	1,4	2,9
Niveau V	0,65	0,0	0,0	0,1	0,4	0,7	1,4

\* Ingen øvre grænse. Ved beregninger er der anvendt 10 gange den øvre koncentrationsgrænse for niveau II.

**Tabel B3-1** Beregnede teoretiske ekstra livstidsrisiko for kræft ved en øget benzeneksponering over 0,5 – 20 år (LKK er  $0,13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

De samme beregningsprincipper anvendes for trichlorethylen og vinylchlorid i tabel B3-2 og B3-3.

Priorite- ringsniveau	Max. konc.  $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Beregnet teoretisk ekstra livstidsrisiko $\times 10^6$ ved eksponering over 0,5 -20 år med den angivne koncentration					
		År					
		0,5	1	2	5	10	20
Niveau I	500*	3,6	7,1	14	36	71	143
Niveau II	50	0,4	0,7	1,4	3,6	7,1	14
Niveau III	25	0,2	0,4	0,7	1,8	3,6	7,1
Niveau IV	10	0,1	0,1	0,3	0,7	1,4	2,9
Niveau V	5	0,0	0,1	0,1	0,4	0,7	1,4

\* Ingen øvre grænse. Ved beregninger er der anvendt 10 gange den øvre koncentrationsgrænse for niveau II.

**Tabel B3-2** Beregnede teoretiske livstidsrisiko for kræft ved en øget trichlorethyleneksponering over 0,5 – 20 år. (LKK er  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Priorite- ringsniveau	Max. konc.  $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Beregnet teoretisk ekstra livstidsrisiko $\times 10^6$ ved eksponering over 0,5 -20 år med den angivne koncentration					
		År					
		0,5	1	2	5	10	20
Niveau I	20*	3,6	7,1	14	36	71	143
Niveau II	2	0,4	0,7	1,4	3,6	7,1	14
Niveau III	1	0,2	0,4	0,7	1,8	3,6	7,1
Niveau IV	0,4	0,1	0,1	0,3	0,7	1,4	2,9
Niveau V	0,2	0,0	0,1	0,1	0,4	0,7	1,4

\* Ingen øvre grænse. Ved beregninger er der anvendt 10 gange den øvre koncentrationsgrænse for niveau II.

**Tabel B3-3** Beregnede teoretiske livstidsrisiko for kræft ved en øget vinylchlorideksponering over 0,5 – 20 år. (LKK er  $0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).