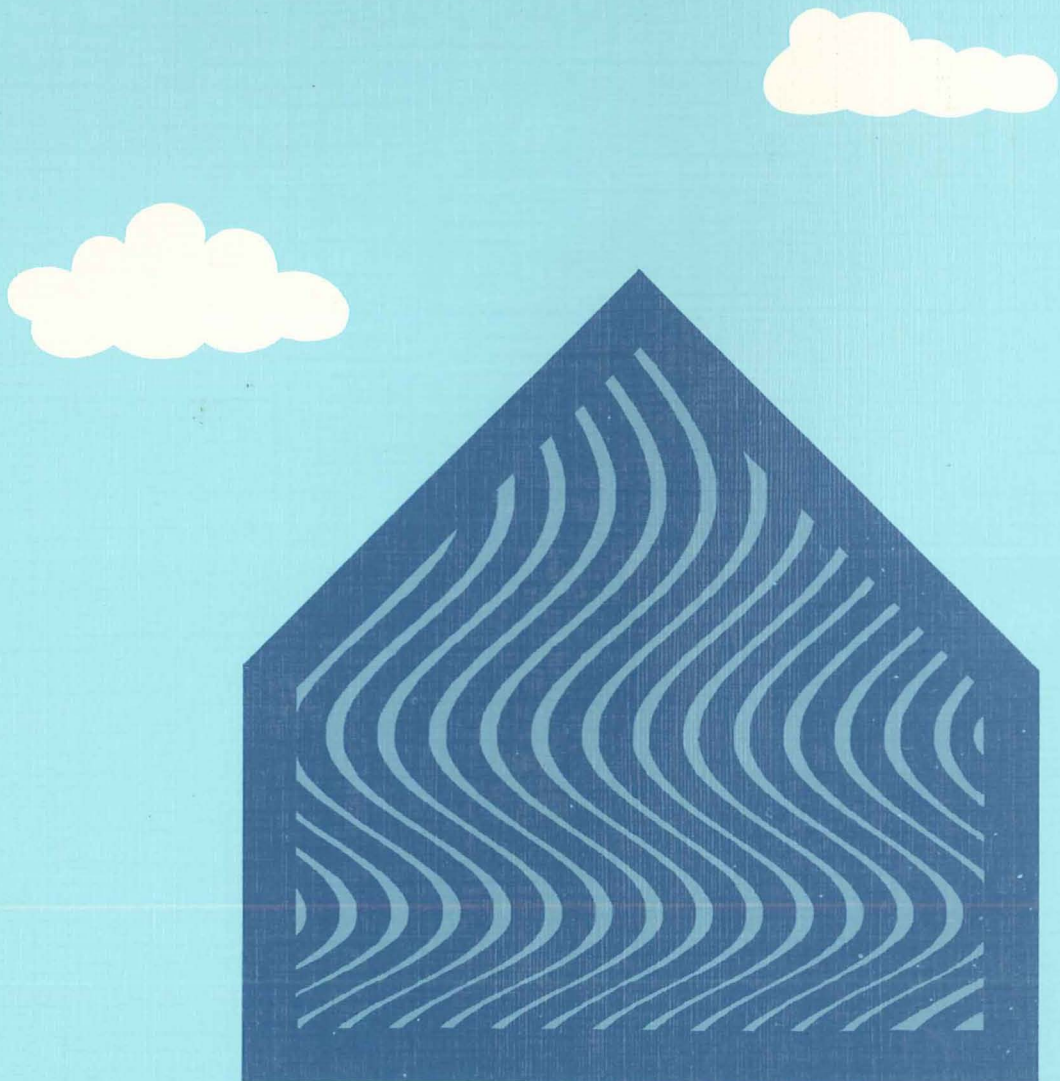


Måling af gasser, dampe og lugte fra byggematerialer

SBI-RAPPORT 165 · STATENS BYGGEFORSKNINGSINSTITUT 1986



SBI-publ.

MÅLING AF GASSER, DAMPE OG LUGTE
FRA BYGGEMATERIALER

Lars Mølhavé
Peter A. Nielsen
Gunnar R. Lundqvist
Ib Andersen
Ove Nielsen

STATENS BYGGEFORSKNINGSINSTITUT

^{EX. 2}
16 SEP. 1992

STATENS BYGGEFORSKNINGSINSTITUT

^{EX. 2}
28 AUG. 1986

001688



SBI-rapporter er beretninger om afsluttede forskningsprojekter og afsluttede faser i fasedelte projekter samt beretninger fra visse konferencer og symposier.

SBI-publikationer. Statens Byggeforskningsinstituts publikationer findes i følgende serier: Anvisninger, Rapporter, Meddelelser, Byplanlægning, Landbrugsbyggeri, Pjecer, Ydeevnebeskrivelser, Beton, Nomogrammer og Særtryk. Salg sker gennem boghandelen eller direkte fra SBI. Instituttets årsberetning og publikationsliste er gratis og kan rekvireres fra SBI.

SBI-abonnement. Instituttets publikationer kan også fås ved at tegne et abonnement. Det sikrer samtidig løbende orientering om alle nye udgivelser. Information om abonnementernes omfang og vilkår fås hos SBI.

ISBN 87-563-0635-0.
ISSN 0573-9985.
Pris: Kr. 73,20 inkl. 22 pct. moms.
Oplag: 1.000.
Tryk: SBI, Hørsholm.
Renskrivning: Mona L. Jantzen.
Tegninger: Bente Pedersen.
Omslag: Henning Holmsted.

Statens Byggeforskningsinstitut:
Postboks 119, 2970 Hørsholm.
Telefon 02-865533.

Eftertryk i uddrag tilladt, men kun med kildeangivelsen:
SBI-meddelelse 165: Måling af gasser, dampe og lugte fra byggematerialer. 1986.

Indholdsfortegnelse

FORORD	4
UNDERSØGELSENS BAGGRUND OG FORMÅL	5
UNDERSØGTE BYGGEMATERIALER OG ANVENDTE MÅLEMETODER	6
Undersøgte byggematerialer	6
Simulerede boligforhold, "standardrum"	6
Prøvestand	7
Teoretisk grundlag	10
Måling med kulrør, gaschromatografi-massespektrometri (GC-MS)	13
Måling med flammeionisering (FID)	14
Fire metoder til lugt- og genemåling	15
MÅLINGER OG ANALYSER	18
Påviste gasser og dampe	18
Koncentrationsmålinger	20
Lugt- og genemålinger	22
Luftskiftets betydning	27
Materialealderens betydning	33
VURDERING AF UNDERSØGELSEN	40
Koncentrationsmålinger	40
Lugt- og genemålinger	41
Afgasningen og luftskiftet	43
Afgasningen og materialealderen	45
Grænse for afgasning i boliger	45
SAMMENFATNING	47
SUMMARY	49
Bilag 1: Måleresultater	52
LITTERATURLISTE	64

 Forord

Anvendelsen af mange nye materialer inden for byggeriet har medført, at bolighygiejniske og sundhedsmæssige forhold i bygninger undertiden er blevet påvirket på grund af afgivelse af sundhedsfarlige og generende luftarter fra de benyttede materialer. Herved er der opstået en del forskellige indeklimatiske problemer, der ikke tidligere har været kendt.

Hensigten med dette projekt har været at undersøge, om det rutinemæssigt er muligt at måle materialernes afgivelse af gasser, dampe og lugte. Projektet har endvidere haft til formål at undersøge, hvorledes afgivelsen ændrer sig med tiden samt at undersøge luftskiftets betydning. Projektet er gennemført i et samarbejde mellem Hygiejnisk Institut i Århus (HI) samt Statens Byggeforskningsinstitut (SBI).

Fra HI har deltaget:

Lars Mølhav, lic.med. et cand.scient; (projektleder)

Ib Andersen, dr.med. (nu Arbejds miljøinstituttet, Hellerup)

Gunnar R. Lundqvist, civilingeniør.

Fra SBI har deltaget:

Peter A. Nielsen, akademiingeniør

Ove Nielsen, civilingeniør.

Projektet er udført med støtte fra Energiministeriets forskningsprogram under nummeret EM2/0018 (17-61).

STATENS BYGGEFORSKNINGSINSTITUT

Afdelingen for bygningsfysik, juli 1986

Georg Christensen

 Undersøgelsens baggrund og formål

I en tidligere undersøgelse (1) målttes afgivelsen af organiske gasser, dampe og lugtstoffer fra 42 almindeligt anvendte byggematerialer. Målingerne blev foretaget, dels for at bestemme hvilke organiske gasser og dampe der blev afgivet fra byggematerialerne, og dels for at måle hvor stor en mængde der blev afgivet af hvert enkelt stof (gasser såvel som dampe). Endvidere målttes forekomsten af organiske gasser og dampe i 14 lokaler, hvor der var klager over indeklimaet, idet disse klager ikke kunne forklares ved fejl i de tekniske installationer. Med udgangspunkt i resultater herfra blev der udviklet en matematisk model til beregning af de koncentrationer af organiske gasser og dampe, der kan forventes i indeluften som følge af anvendelsen af et bestemt materiale (1, 2).

Ved undersøgelserne blev det fastslået, at en målemetode, der vil kunne relateres til forholdene i en bolig, vil lette tolkningen af måleresultaterne. Formålet med dette projekt er at videreudvikle denne målemetode, således at fremtidige målinger også kan udføres rutinemæssigt på laboratorier, der ikke nødvendigvis er udstyret med et avanceret og kostbart massepektrometer. I projektet er det også undersøgt, hvilken lugtvurderingsmetode der var bedst egnet til at bedømme lugtafgivelsen fra byggematerialer, idet den tidligere undersøgelse (1) viste, at lugtafgivelsen fra visse byggematerialer måtte anses for betænkelig.

Både ved opførelse af nye og ved istandsættelse af ældre bygninger er det af stor betydning at have kendskab til afgivelsen af organiske gasser og dampe samt til, hvorledes afgivelsen ændrer sig med tiden. Endvidere er det af betydning at vide, hvorledes afgivelsen varierer med luftskiftet. Derfor indgår en undersøgelse af disse forhold også i projektet.

 Undersøgte byggematerialer og målemetoder

Undersøgte byggematerialer

Undersøgelserne blev foretaget på fem materialer, der ofte forekommer i både nyt og renoveret ældre byggeri. Udvælgelsen af materialerne blev foretaget på basis af tidligere målinger (1), og der indgik materialer med ringe, middel og stor afgivelse af organiske gasser og dampe.

Materialerne var:

1. Linoleum, 3,2 mm tyk gulvbelægning med jutebagside
2. PVC (vinyl), 2,0 mm tyk gulvbelægning
3. Nylon (polyamid), tekstilgulvbelægning*)
4. Gulvlim
5. Gipskartonplade.

Prøvelegemerne blev udtaget direkte fra produktionen og fremsendt til SBI med angivelse af fremstillingstidspunkt. Prøvelegemerne blev forsegleet i såvel polyvinylidenchloridfolie som i aluminiumfolie. Forseglingen blev først fjernet, umiddelbart før prøvelegemerne blev anbragt i forsøgsopstillingen. Indtil da blev prøvelegemerne opbevaret hos SBI i et fryserum. Materiale nr. 4, gulvlimen, blev dog fremsendt i originalemballage. Gulvlimen blev dagen før undersøgelsestart påført den ene side af to 3 mm tykke, rensede aluminiumplader i A2-format. Pladerne henstod herefter i stinkskab 24 timer ved stuetemperatur, før de blev anbragt i forsøgsopstillingen.

Simulerede boligforhold, "standardrum"

Hvor meget et byggemateriale vil belaste indeluften i et rum med forureningskomponenter kan enten vurderes ud fra byggematerialets kemiske sammensætning, eller ved at måle hvor meget byggematerialet afgiver af de pågældende forureningskomponenter.

*)I de indledende målinger anvendtes et materiale af en anden produktion, men det var ligeledes en tekstilgulvbelægning af nylon.

Ud fra den kemiske sammensætning er det kun muligt indirekte at vurdere, i hvilken grad byggematerialet efter indbygning vil være i stand til at belaste indeklimaet.

Fra et sundhedsmæssigt synspunkt er det naturligvis ikke primært det in-takte materiales indhold af forureningskomponenter, der har interesse, men koncentrationen af frigivne stoffer der afgives og findes i rumluften i boligen. Det vil derfor være mest hensigtsmæssigt at bestemme materialernes afgasning under simulerede boligforhold. For at vurdere hvor meget afgasningen af en forureningskomponent fra et byggemateriale med kontakt til indeluften belaster rumluften i en bolig, er tidligere (1) foreslået, at målinger foretages i et såkaldt "standardrum". Dette skulle svare til et typisk mindre boligrum, fx et børneværelse. For standardrummet er valgt en rumhøjde på 2,4 m, et gulvareal på 7,0 m² og et vægareal på 24 m², et luftskifte på 0,25 gange i timen, en temperatur på 23 °C og en luftfugtighed på 45 pct. RF. Et sådant rum, med en totaloverflade på 40 m² og et rumfang på 17 m³, vælges som referencerum, men selve målingerne gennemføres i mindre prøve-kasser i en særlig prøvestand som beskrevet nedenfor, og resultaterne kan herefter relateres til standardrummet.

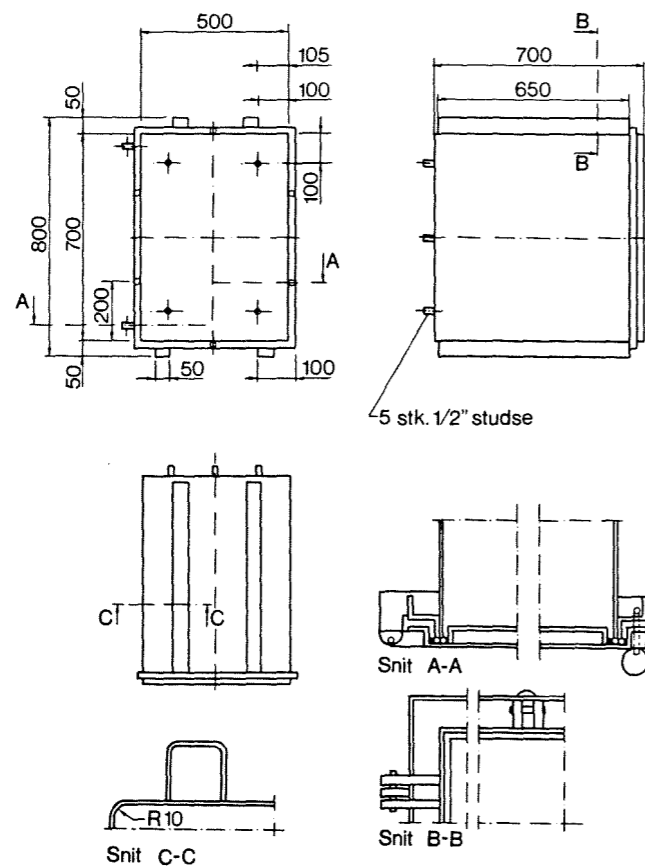
Prøvestand

Prøvestanden omfatter fem prøve-kasser (én til hvert materiale) af rustfrit stål, hver med et volumen på 225 l, figur 1. Prøvekassernes dimensioner er udformet under hensyntagen til, at de ønskede materialeprøver skal have en rimelig størrelse (gerne A2-format), og at prøve-kasserne skal kunne transproteres gennem almindelige døre uden besvær. Et passende antal prøvetagningsstudse er anbragt på bagsiden. Døren fylder hele forsiden, hvorved rengøring og anbringelse af prøvelegemer lettes. Af hensyn til rengøringen er hjørnerne afrundede med en diameter på 50 mm.

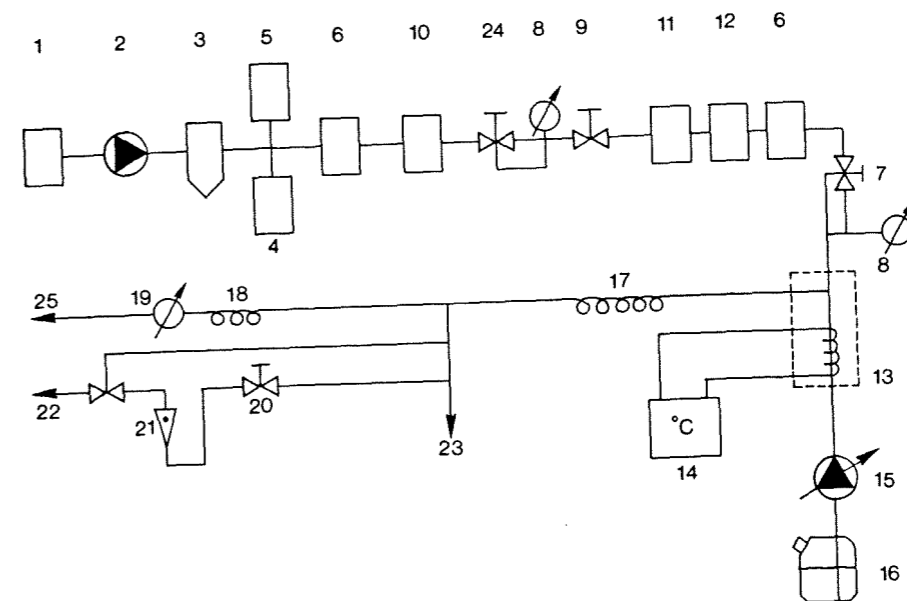
Dørens tæthed sikres med en neoprenslange af medicinsk kvalitet, omviklet med bred teflonfolie. Overfladen i tanken er sandblæst eller slebet med slibemiddel med kornstørrelse 225. En efterfølgende elektropløring letter væsentligt den senere rengøring, der består i en indsmøring med Extran MA-01 (Merck Art 7555), som efter 24 timer fjernes med gentagne afvaskninger med demineraliseret vand. Denne procedure gentages, indtil et acceptabelt lavt baggrundsniveau opnås med den ønskede måleprocedure. Under normal brug vil vask med 1 pct. Extranopløsning efterfulgt af afvaskning med demineraliseret vand og aftørring med vaskeskind være tilstrækkeligt. Før hver prøvning blev prøve-kasserne rensede, og det blev kontrolleret, om baggrundsniveauet var tilstrækkeligt lavt.

Prøvekasserne er så tætte, at over- eller undertryk på 100 mm vandsøjle ikke forårsager større utæthed end 25 ml luft pr. minut. Dette blev kontrolleret, hver gang et prøvelegeme var anbragt i prøvekassen.

Figur 2 viser princippet i luftforsyningen til en enkelt prøvekasse. Princippet kan udbygges med parallelle udtag for luft (pos 22, 23 på figur 2). Som luftforsyning kan alternativt anvendes et større trykluftanlæg, såfremt særlige filtre fjerner olie og kondensvand herfra. De viste luftfiltre er ikke beregnet til grovrensning af luften, men er en sikkerhed mod utilsigtede kontamineringer.



Figur 1. Prøvekasse. Materialet er 18/8 rustfrit stål (2,5 mm). Overfladerne er sandblæste og elektrolyserede.



- 1: Støvfiltre 5 μm
- 2: Pumpe
- 3: Vandudskiller
- 4: Pressostat
- 5: Vindkedel
- 6: Støvfiltre 0,2 μm
- 7: Flertrins reduktionsventil
- 8: Manometer
- 9: On-off hane
- 10: Silicagel-tørrer
- 11: Kulfilter (aktiveret kul)
- 12: Purafil gasfilter (kaliumpermanganat på aluminiumoxid)
- 13: T-stykke termostatreguleret til 110 $^{\circ}\text{C}$
- 14: Temperaturkontrol
- 15: Vandpumpe
- 16: Vandbeholder 2-5 l
- 17: Kølespiral 2 m Cu rør 1/4"
- 18: Restriktor
- 19: Hygrometer
- 20: Nåleventil
21. Flowmeter
- 22: Til prøvekasse
- 23: Til eventuelle ekstra prøvekasser
- 24: Reduktionsventil
- 25: Udluftning

Figur 2. Princip for anlæg til luftforsyning til en prøvekasse.

De anvendte filtre består af et automatisk tørreanlæg med silicagel, samt filtre med aktivt kul og purafil (kaliumpermanganat på aluminiumoxid); filtrene har en længde på 300 mm og en indvendig diameter på 40 mm. Et luftskifte i en prøvekasse opnås med en nøjagtighed på 2 pct. ved kontrol af både tryk og luftstrøm (figur 2, pos 24). Luftfugtigheden i prøvekasen måles med et elektronisk hygrometer med en lille reaktionstid. Som standardbetingelse anvendes 45 ± 2 pct. RF. Temperaturen i prøvekasen styres ved at holde temperaturen i rummet, hvori prøvekasen er anbragt, på $23 \text{ }^\circ\text{C} \pm 0,6 \text{ }^\circ\text{C}$. Temperaturen og luftfugtigheden i rummet registreres løbende med thermohygrograf.

Ved tilslutning af måleudstyr sikres det med flowmetre, at den mængde luft, der sendes ind i kassen, er mindre end afkastet fra prøvekasen.

Teoretisk grundlag

Der er tidligere (3, 4) udviklet en matematisk model, hvorved det er muligt gennem modelbetragtninger at overføre måleresultater fra een skala til en anden. Tre størrelser a, b og c antages at kunne beskrive den koncentration, der opstår i et rum, når der sker en afgang fra materialet til rumluften. Disse størrelser er:

- Kildestyrken (S), der angiver den mængde stof, der afgives (afgasses) fra overfladen af kilden pr. tidsenhed. Regnes normalt i $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$.
- Kildearealet (A), der angiver kildens overfladeareal. Regnes normalt i m^2 .
- Volumenstrømmen (P), der angiver den mængde ren luft, der tilføres rummet pr. tidsenhed. Regnes normalt i m^3/h (evt. $1/\text{sec}$).

Det antages, at materialets afgang er konstant og derfor uafhængig af temperatur, luftfugtighed samt koncentrationen af stoffet. Endvidere antages, at de afgassede stoffer er inaktive og derfor ikke reagerer med andre stoffer eller materialer i rummet. Følgelig er et stofs opholdstid i rummet uden betydning for den resulterende koncentration, der alene bestemmes af kildestyrke og kildearealet og af volumenstrømmen.

I (3) er tidligere defineret begrebet "arealbelastningen" som forholdet mellem arealet af de materialer, der kan belaste rumluften (kildearealet) samt rummets volumen. Dvs.

$$\text{arealbelastningen} = \frac{\text{kildearealet (A)}}{\text{rumvolumen (V)}}$$

For det tidligere omtalte standardrum med en vægoverflade på 40 m^2 og et volumen på 17 m^3 bliver arealbelastningen, hvis alle vægflader betragtes som forureningskilder:

$$a = \frac{A}{V} = \frac{40}{17} = 2,4 \text{ m}^{-1}$$

Ved sådanne belastninger er det ikke altid alle overflader, der kan betragtes som tilhørende kildearealet, hvorfor der for arealbelastningen kan anvendes en reduktionsfaktor, k, på følgende måde:

$$a = \frac{A \cdot k}{V}, \text{ hvor} \quad (1)$$

- k = 1,00 for samtlige overflader
- k = 0,60 for vægoverflader
- k = 0,18 for loft og for gulv
- k = 0,05 for dør
- k = 0,05 for karme og paneler
- k = 0,0005 for fuger.

I standardrummet var luftskiftet (n) fastsat til 0,25 gange pr. time. For dette rum kan der opstilles et forhold mellem kildearealet (A) og volumenstrømmen (P). Dette bliver

$$\frac{A}{P} = \frac{A}{V \cdot n} = \frac{2,4 \cdot k}{0,25} = 9,60 \cdot k \quad (2)$$

Dette forhold bør anvendes under målingerne i prøvekaserner, såfremt boligforhold ønskes simuleret.

Modellen beskriver en ligevægtssituation og bygger videre på den antagelse, at kildestyrken er konstant. Som tidligere nævnt ses det bort fra, at fx temperatur og luftfugtighed kan have indflydelse, som det er kendt for spånpladers afgang af formaldehyd. Ligeledes ses bort fra indflydelsen af ældning. Under disse betingelser vil koncentrationen C (mg/m^3) af stof i rummet være bestemt af kildearealet A (m^2), kildestyrken S ($\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$) og af lufttilførslen af ren luft P (m^3/h) til rummet ved:

$$C = \frac{A \cdot S}{P} \quad (3)$$

eller hvis kildestyrken ønskes bestemt

$$S = \frac{C \cdot P}{A} \quad (4)$$

Disse ligninger kan således anvendes til bestemmelse af forventede koncentrationer i rumluften ved modelberegninger eller til bestemmelse af kildestyrker efter målinger.

Ved simulering af et boligforhold i prøvekassen vil den nødvendige tilførsel af ren luft (P) m³/h være bestemt af de anvendte målemetoder. Af ligning (2) følger, at

$$P = \frac{A}{9,60 \cdot k} \quad (5)$$

Ved anvendelse af denne ligning sikres samme volumenstrøm pr. arealenhed i prøvekassen som i en bolig. Prøvekassens volumen er i princippet uden betydning for måleresultatet. Volumenet bør dog af hensyn til luftfordelingen være mindst 5 gange større end prøvelegemets volumen. Prøvelegemet bør være i ét stykke for at reducere endefladernes betydning, og disse bør forsegles. Da det ved visse undersøgelser ønskes, at forureningskomponenterne opholder sig lige så længe i prøvekassen som i standardrummet, må luftskifterne i de to tilfælde være ens. Med kendskab til volumen af boligrum samt et fastsat luftskifte på 0,25 kan frisklufttilførslen til prøvekassen P_{kasse} bestemmes på følgende måde:

$$n_{\text{bolig}} = n_{\text{kasse}} = \frac{P_{\text{bolig}}}{V_{\text{bolig}}} = \frac{P_{\text{kasse}}}{V_{\text{kasse}}} \quad (6)$$

$$P_{\text{kasse}} = P_{\text{bolig}} \cdot \frac{V_{\text{kasse}}}{V_{\text{bolig}}} \quad (7)$$

$$P_{\text{kasse}} = 17 \cdot 0,25 \cdot \frac{0,225}{17} = 0,056 \text{ m}^3/\text{h} \sim 0,94 \text{ l/min}$$

Ved målinger i prøvekassen bestemmes kildestyrken (S) mg/m² · k ved ligning (4). Denne kan evt. bestemmes for hver enkelt stof for sig, hvorefter den totale afgasning er summen af de enkelte stoffer. Med ligning (3) bestemmes derefter den koncentration, som kan forventes, såfremt A (m²) af det prøvede materiale installeres i et rum med lufttilførslen P (m³/h). Også denne beregning kan gennemføres for de enkelte stoffer.

Ved en tidligere udført undersøgelse af afgasningen fra 42 byggematerialer (1) blev anvendt 1 m² materiale i en 1 m³ stor prøvekasse med et luftskifte på 0,042 m³/h. Den geometriske middelkoncentration af ligevægtskoncentrationerne blev bestemt til 3,2 mg/m³.

Af ligning (4) kan beregnes, at den gennemsnitlige kildestyrke for disse materialer er 0,134 mg/m² · h.

Koncentrationen, som kan forårsages af A m² af et materiale i prøvekassen med lufttilførsel P m³/h, kan derefter beregnes af ligning (3) og findes for gennemsnitsmaterialet at være:

$$C = \frac{A \cdot S}{P} = 0,134 \frac{A}{P} \text{ mg/m}^3 \quad (8)$$

Volumenstrømmen i prøvekassen er fastlagt af to krav. Først og fremmest må det kræves, at der opnås en koncentration, der er større end måleudstyrets detektionsgrænse, også under hensyntagen til den forventede reduktion i løbet af det år, i hvilket prøvningerne var planlagt at skulle finde sted. Denne minimumkoncentration blev sat til 1,5 mg/m³.

Dernæst må det kræves, at luftforsyningen ikke kommer under 4,0 l/min (0,24 m³/h), som er den luftmængde, der er nødvendig for udtagning af luftprøver.

For gennemsnitsmaterialet beregnedes således af ligning (8) et minimumareal på 2,70 m². I en prøvekasse på 0,225 m³ svarer dette til et forventet areal/volumenforhold på 12,0 mod 2,4 for standardrummet.

På grund af de afprøvede materialers spredning i kildestyrke kunne den endelige fastlæggelse af prøvningsbetingelserne først ske efter en undersøgelse af de enkelte materialers kildestyrke. På dette grundlag blev luftskifte- og ældningsundersøgelserne endeligt fastlagt.

Måling med kulrør, gaschromatografi-massespektrometri (GC-MS)

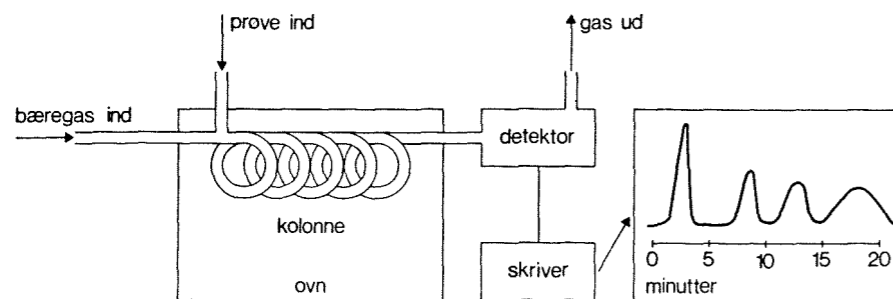
Kulrør (glasrør fyldt med aktivt kul) kan benyttes til opsamling af dampe fra organiske opløsningsmidler. Det aktive kul absorberer dampe fra organiske opløsningsmidler, der er i den luft, der passerer forbi det aktive kul.

Foruden kulrøret består prøveopsamlingsudstyret af en luftpumpe, der suger luften gennem kulrøret med en kendt hastighed, fx 100 ml/min.

Den gennemsugede luftmængde afpasses efter mængden af organiske stoffer i luften.

De organiske stoffer, der er adsorberet til det aktive kul, udvaskes (elueres) med et passende elueringsmiddel, fx dimethylformamid, hvorefter eluatet kan analyseres med kombineret gaschromatografi-massespektrometri.

Ved gaschromatografi injiceres prøven i gaschromatografen, som ved hjælp af en bæregas, fx nitrogen eller helium, transporteres gennem en kolonne, der kan opvarmes. Kolonnen er fyldt med et materiale, der adskiller komponenterne i prøven afhængig af komponenternes kogepunkt og polaritet. Kolonnenematerialet afhænger af de stoffer, der skal analyseres. Efter kolonnen passerer stofferne en detektor, hvis signal kan forstærkes og registreres på en skriver som et chromatogram.



Figur 3. Principskitse af en gaschromatograf. Prøven indsprøjtes i bæregassen. Gasstrømmen passerer derefter gennem kolonnen, der er placeret i en ovn. Derfra passerer gasstrømmen gennem detektoren. Detektoren sender et signal til skriveren, der tegner et gaschromatogram af gasblandingen.

Der findes forskellige typer af detektorer, der anvendes afhængig af prøvernes sammensætning. De mest anvendte detektorer er varmelednings-, flammeionisations- og elektronindfangningsdetektorer.

De fundne stoffer karakteriseres kvalitativt ved hjælp af retentionstider (forsinkelse ved passage gennem kolonnen) og kvantitativt ved hjælp af arealer på chromatogrammet. Ved at kombinere gaschromatografen med et massespektrometer kan der opnås en sikrere identifikation af de i prøven fundne stoffer. Der findes forskellige typer massespektrometre. De arbejder dog alle efter følgende princip: 1) ionisation af prøven, 2) acceleration af ionerne i et elektrisk felt, 3) adskillelse af ionerne efter forholdet mellem deres ladning og masse og 4) bestemmelse af ionerne og frembringelse af et hertil svarende elektrisk signal.

Måling med flammeionisering (FID)

Ved denne analysemetode sendes en luftprøve direkte ind i en gaschromatograf forsynet med en flammeionisationsdetektor (FID). Flammeionisationsdetektoren måler mængden af ioner, der opstår ved forbrænding af luftprøven. Samtlige brændbare stoffer bidrager således til måleresultatet. Stoffernes evne til at danne ioner varierer stærkt, og i en sammensat atmosfære er det i modsætning til kulrørsanalyser ikke muligt at kompensere herfor.

Det totale måleresultat sammenkobles med resultatet fra en referencegas, fx 100 ppm toluen, og måleresultatet angives som ækvivalente koncentrationsenheder. Forskellige sammensatte luftprøver kan give forskellige måleresultater, selvom totalconcentrationen i mg/m^3 er ens.

Fire metoder til lugt og genemåling

Afkastluften (4 l/min) fra hver prøvekasse blev bedømt af et lugtpanel. Lugtbedømmelsen fandt sted i ventilerede kabiner, i hvilke personerne i lugtpanelet kunne udsættes enten for materiale- eller referencelugt. Forsøgspersonerne blev udsat for lugten gennem glastragte. Luften fra de tomme prøvekasser blev også bedømt af lugtpanelet.

Personerne i lugtpanelet var mellem 18 og 50 år, med begge køn ligeligt repræsenteret. Udvælgelsen af personerne til lugtpanelet blev foretaget i henhold til ASTM-STP.758, Guidelines for Selection and Training of Sensory Panel Members (5).

Afkastluften fra prøvekasserne blev bedømt på 4 forskellige måder:

- Dynamisk referenceskala (6).
- Triangel olfaktometer (6).
- Lugtbeskrivelse ved hjælp af spørgeskema (7).
- Genebedømmelse ved hjælp af spørgeskema.

Dynamisk referenceskala

Ved denne metode anvendes et olfaktometer, der benævnes Dynamic Dilution Binary Scale Olfactometer. Apparatet anvendes til at bestemme den koncentration af et udvalgt referencelugtstof (1-butanol), som et lugtpanel finder intensitetsmæssigt at svare til lugtstyrken af en lugtprøve af ukendt styrke. Ved metoden tages ikke hensyn til kvalitative forskelle mellem referencelugtstof og lugtprøve.

Figur 4 og 5 viser opstillingen af måleudstyret.

Triangelolfaktometer

Ved denne metode anvendes et olfaktometer, der benævnes Forced Choice Triangel Olfactometer. Beskrivelse foretages af personerne i et lugtpanel. Apparatet anvendes til at bestemme, hvor meget en lugtende luftprøve skal fortyndes med ren luft, for at lugten ikke erkendes af lugtpanelet.

Figur 6 viser opstillingen af måleudstyret.

Lugtbeskrivelse ved hjælp af spørgeskema

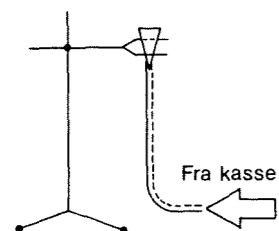
Ved denne metode beskrives lugtens kvalitet og dens accepterbarhed verbalt. Der findes ikke noget videnskabeligt funderet klassifikationssystem for

lugte, men ofte anvendes et system baseret på en række standardgloser. Lugtpanelet vurderer hver enkelt gloses anvendelighed over for det lugtstof, de udsættes for. Karakterskalaen 0-5 anvendes ved vurderingen, svarende til ingen overensstemmelse og fuldstændig overensstemmelse.

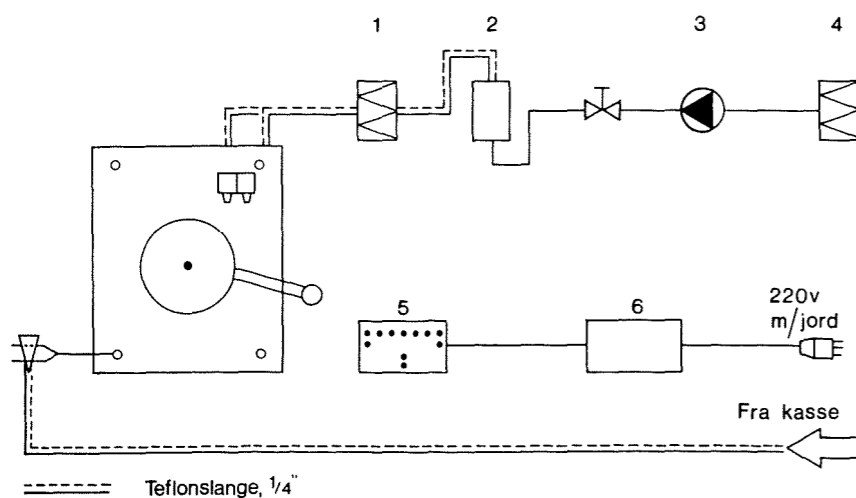
Metoden gør det muligt at opstille en reproducerbar, verbal beskrivelse af en lugt. Det er endvidere muligt at afgøre, om to forskellige lugte afviger signifikant fra hinanden. Metoden, der blev anvendt i denne undersøgelse, er en modificeret udgave af den metode, der første gang blev beskrevet af Harper, og som er beskrevet i (7).

Genebedømmelse ved hjælp af spørgeskema

Ved denne metode besvarer lugtpanelet spørgsmål om svien, irritation eller tørhed i øjne, næse og svælg, svien i de nedre luftveje samt spørgsmål om hoste, hovedpine, svimmelhed og kvalme. Svarene kunne enten angives som et nej eller en markering på en 25 mm lang linie mellem ingen gener og stærke gener.

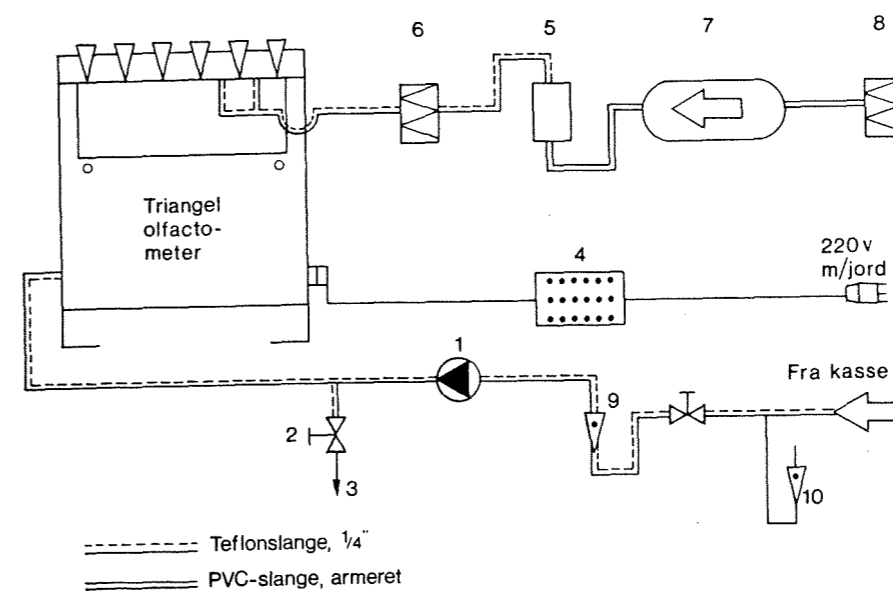


Figur 4. Lugttragt anvendt til lugtvurdering.



Figur 5. Opstilling af udstyr anvendt til bedømmelse af luft fra prøvekasserne. Dynamisk referenceskala.

- 1: Støvfiltre
- 2: 200 ml aktiveret kul
- 3: Kompressor
- 4: Lugtfilter i kammer
- 5: Voteringskasse
- 6: Lyskasse ved panellederbord



Figur 6. Opstilling af Triangel olfaktometer

- = Teflon 1/4" slange
- = PVC slange/armeret

- 1: Metbellow pumpe
- 2: Glas/teflon hane
- 3: Afgang
- 4: Lyskasse på panellederbord
- 5: 200 ml aktiv kul i glasbeholder
- 6: Støvfiltre
- 7: Kompressor i kontrolrum
- 8: Indsugningsfilter i forkammer
- 9: Flowmeter 0-5 l/min. 1/8" glasrør. Ta-kugle
10. Afkast flowmeter fra prøvekassen

Målinger og analyser

Påviste gasser og dampe

I luften omkring de fem byggematerialer blev der i alt identificeret 29 forskellige stoffer. I tabel 1 er angivet de påviste stoffer med oplysning om, hvor hyppigt de forekom. Den højeste koncentration, hvori stofferne blev målt, er ligeledes angivet i tabellen.

Tabel 1. Oversigt over 29 påviste stoffer. Det er anført for hvor mange af de fem materialer, stoffet er påvist i luften, samt den højest målte koncentration i mg/m³.

Stof	Påvist i antal materialer	Max. koncentration mg/m ³
Toluen	5	345,-
3-xylen	3	162,-
Ethylbenzen	3	55,1
Cyclohexanol	2	2,20
2-Ethyl 1-hexanol	2	1,26
1.4. Ethylmethylbenzen	2	3,00
1.2.4. Trimethylbenzen	2	0,41
1.3.5. Trimethylbenzen	2	0,35
n-Decan	2	0,23
n-Nonan	2	0,27
n-Butanol	1	5,25
α-Pinene	1	19,3
β-Pinene	1	3,50
4-Xylen	1	39,4
2-Xylen	1	9,30
Limone	1	0,71
n-Propylbenzen	1	8,46
n-Octan	1	0,52
Ethylacetat	1	0,87
n-Propanol	1	1,28
n-Hexanol	1	0,53
Iso-Butylbenzen	1	0,05
Isopropylbenzen	1	0,05
n-Pentylbenzen	1	0,07
1.3.Diethylbenzen	1	<0,01
Sec.Butylbenzen	1	0,10
Terpen (C ₁₀ H ₁₆)	1	1,8
1.2. Ethylmethylbenzen	1	0,15
2.3.4. Trimethylpentan	1	<0,01

Toluen var det hyppigst forekommende stof og blev påvist ved samtlige fem materialer. Toluen forekom samtidigt i størst gennemsnitlig koncentration. Næst hyppigste stoffer var 3-xylen og ethylbenzen, som samtidigt optrådte i de næst højeste koncentrationer. Kun seks stoffer (21 pct.) var ikke rene kulbrinter, og fem af disse var alkoholer. Halvdelen af stofferne var aromater. Stoffernes fordeling på kemiske hovedgrupper er vist i tabel 2.

Tabel 2. De påviste 29 stoffers fordeling på fire kemiske hovedgrupper.

Stofgruppe	Antal	pct.
Kulbrinter:		
aromatiske	16	55
alifatiske	3	10
terpener	4	14
Andet	6	21
Total	29	100

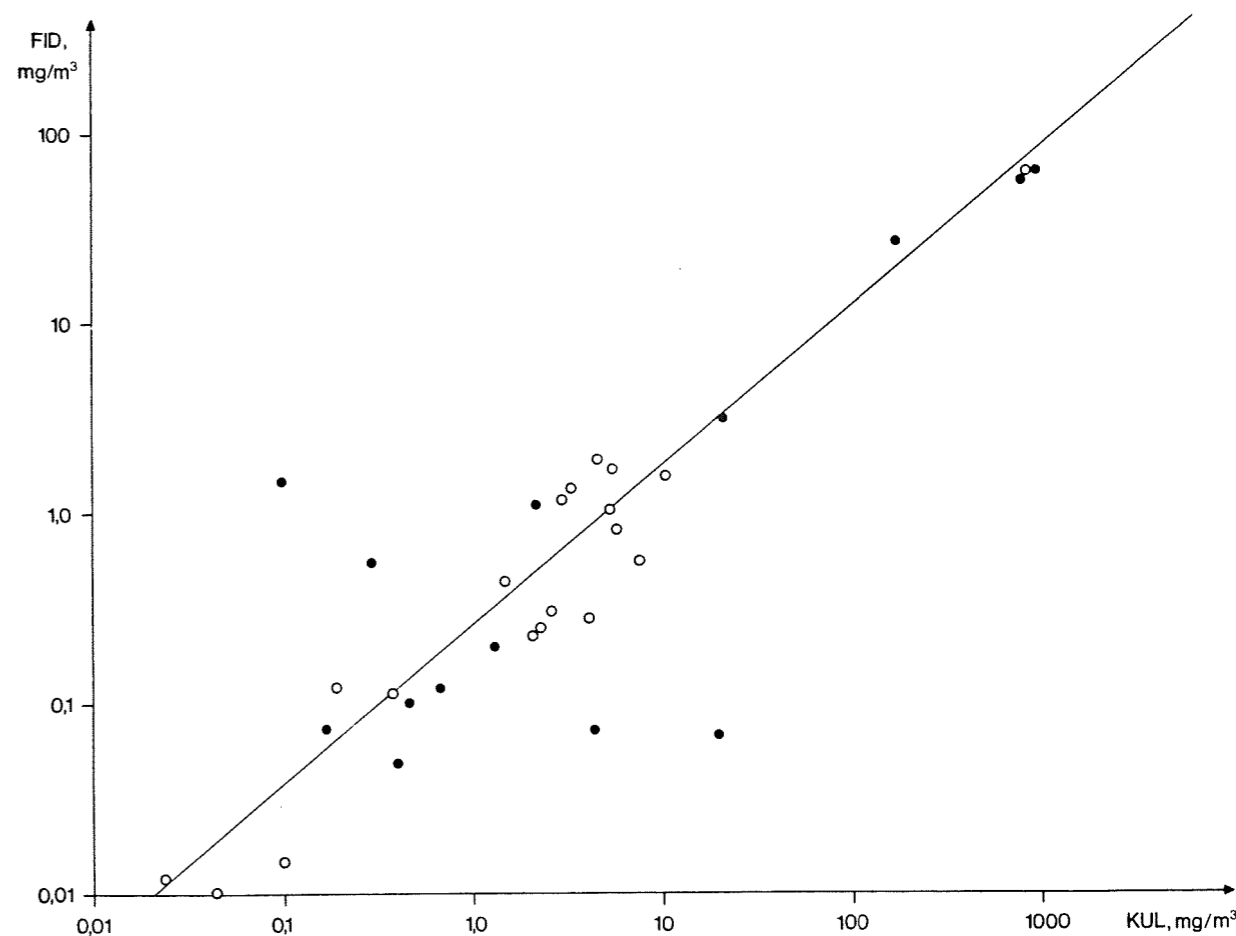
Koncentrationsmålinger

Reproducerbarheden af FID-målingerne blev i de indledende undersøgelser be-lyst ved to successive målinger på hvert af de fem materialer. Tabel 3 viser reproducerbarheden udtrykt i pct. af det gennemsnitlige resultat. Målingerne reproduceredes med 6 pct. afvigelse (SD = 7,6 pct.), hvilket i betragtning af det store måleområde må betegnes som acceptabelt.

Tabel 3. Reproducerbarhed ved dobbeltmålinger med FID-detektor på fem materialer.

Materiale	Måleværdi mg/m ³ toluen ækv.		
	1.	2.	Δ pct.
1	3,2	3,2	0,0
2	0,50	0,57	14,00
3	0,072	0,072	0,0
4	67	57	14,9
5	0,099	0,101	2,0
			Δ pct. 6,2
			SD 7,6

En lineær regressionsanalyse af sammenhængen mellem samtlige kulrørs- og FID-koncentrationer i mg/m³, viste en korrelation på $r = 0,986$. Hældningen af regressionslinien, som er vist på figur 7, var 0,76 over fem dekader.



Figur 7. Sammenhængen mellem målinger med kulrør og flammeionisationsdetektor (FID). Åbne cirkler er ældningsundersøgelsens resultater, og lukkede cirkler er luftskifteundersøgelsens.

Hældningen på den dobbeltlogaritmiske afbildning er ikke 1,0. Sammenhængen kan udtrykkes ved formen $FID = b \times (KUL)^a$, hvor a er den påviste hældning på 0,76. En aftagende kulrørskoncentration svarer således til en langsommere aftagen i FID-koncentrationen. Konstanten a udtrykker derfor en svaghed ved kulrørsmetoden forårsaget af dennes detektionsgrænse for enkeltstoffer. Dette kan ikke modvirkes uden væsentlige ændringer i metoden.

Korrektionsfaktoren kan for hvert materiale bestemmes en gang for alle, hvorefter FID-målingen ikke blot vil være økonomisk og tidsmæssig bedre end kulrørsmålingerne, men også må forventes at have et større lineært måleområde.

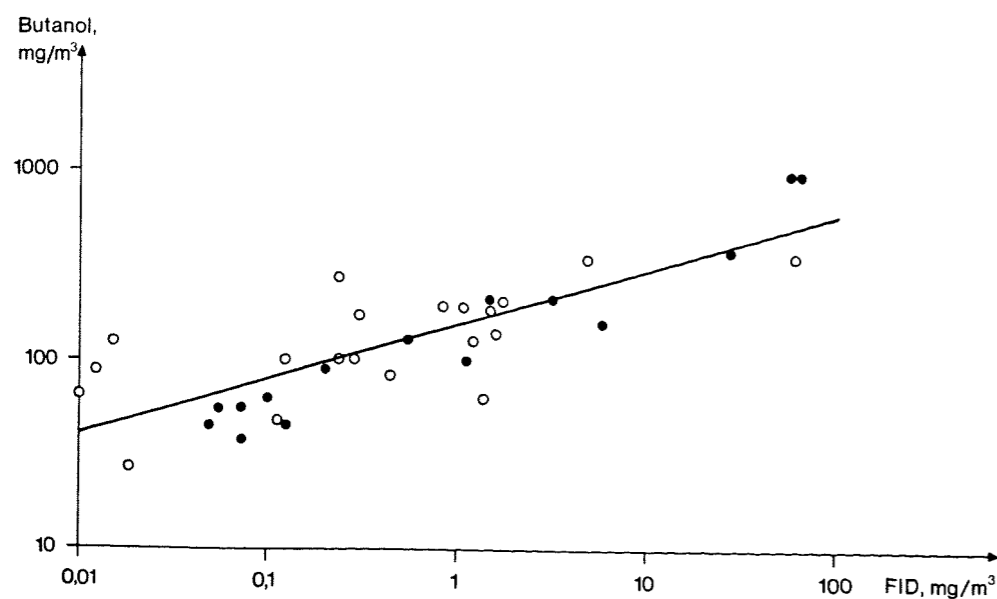
Af figur 7 fremgår, at spredningen på målingerne ved luftskiftemålingerne var større end under ældningsmålingerne, hvor der opnåedes en korrelationskoefficient på 0,998. Dette genspejler en forbedret analyserutine ved FID-målingerne, som blev opnået ved mellem hver måling at anvende en 60 min. ækvilibreringsperiode, hvor instrumentet målte på ren luft, og ved at tilrettelægge målingerne, så den forventet laveste koncentration målttes først.

Under de indledende målinger blev det klart, at photoionisationsdetektorens følsomhed var for ringe til, at denne detektor kunne anvendes til rutinemæssige målinger under de anvendte kombinationer af materialemængder og luftskifteniveauer.

Lugt- og genemålinger

Lugtbestemmelser ved hjælp af den dynamiske referenceskala viste sammenhæng med de målte FID-koncentrationer som vist på figur 8. Den lineære regressionslinje mellem de to typer ækvivalente koncentrationer i mg/m^3 havde regressionskoefficienten $r = 0,86$. På grund af den dobbeltlogaritmiske afbildning svarer dette til en ikke lineær sammenhæng af formen

$$(\text{mg}/\text{m}^3 \text{ butanol}) = 160 \times (\text{mg}/\text{m}^3 \text{ FID})^{0,3}.$$

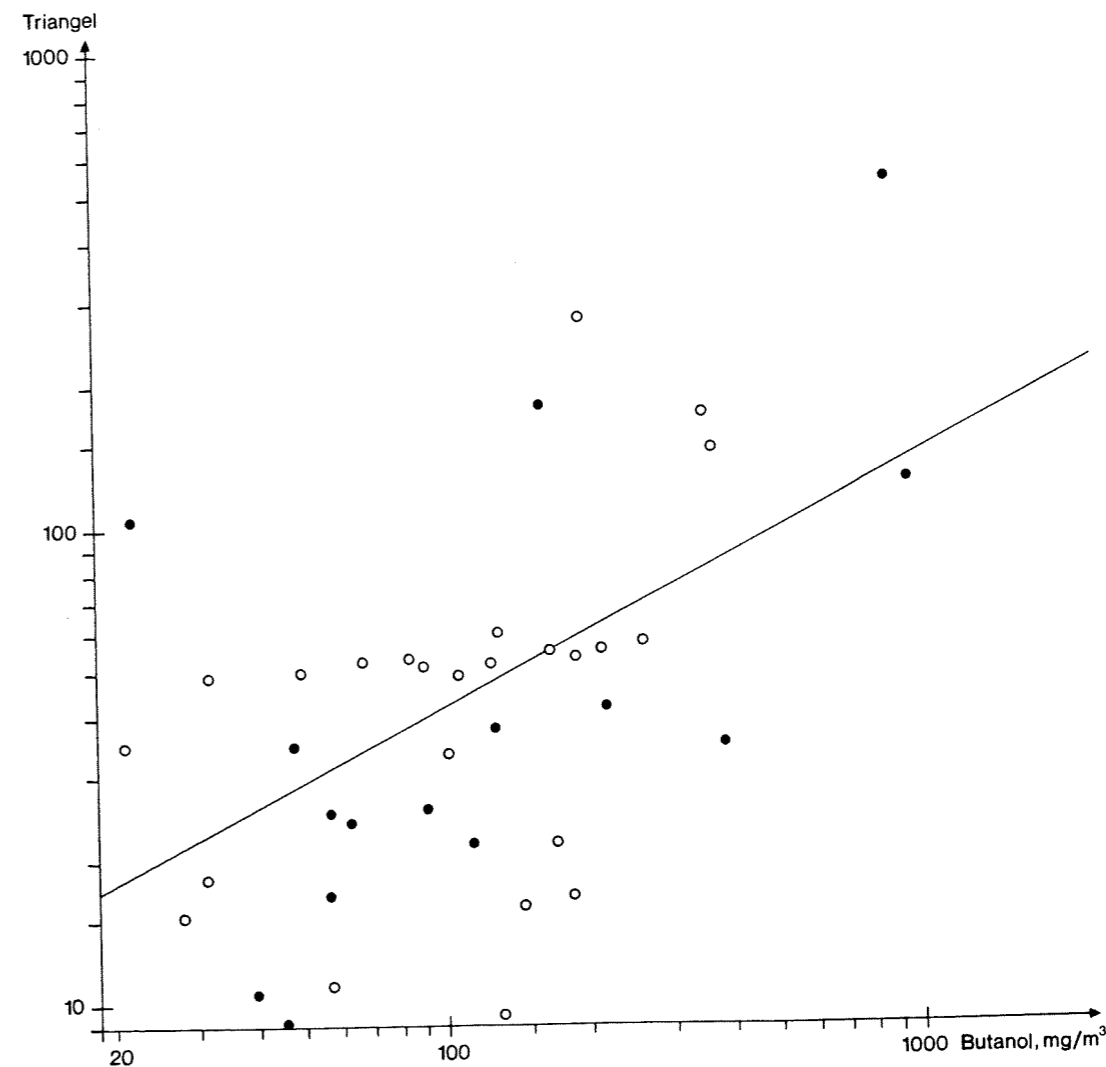


Figur 8. Sammenhængen mellem ækvivalente butanol lugtstyrker og totalkoncentrationer (FID). Åbne cirkler er ældningsundersøgelseres resultater, og lukkede cirkler er luftskifteundersøgelseres.

Dette mønster er ikke signifikant forskelligt, når målinger ved enkeltmaterialer betragtes hver for sig. Målemetoden reflekterer således fortrinsvis et lugtindtryk, som afhænger af stofmængden og mindre af lugtkvaliteten.

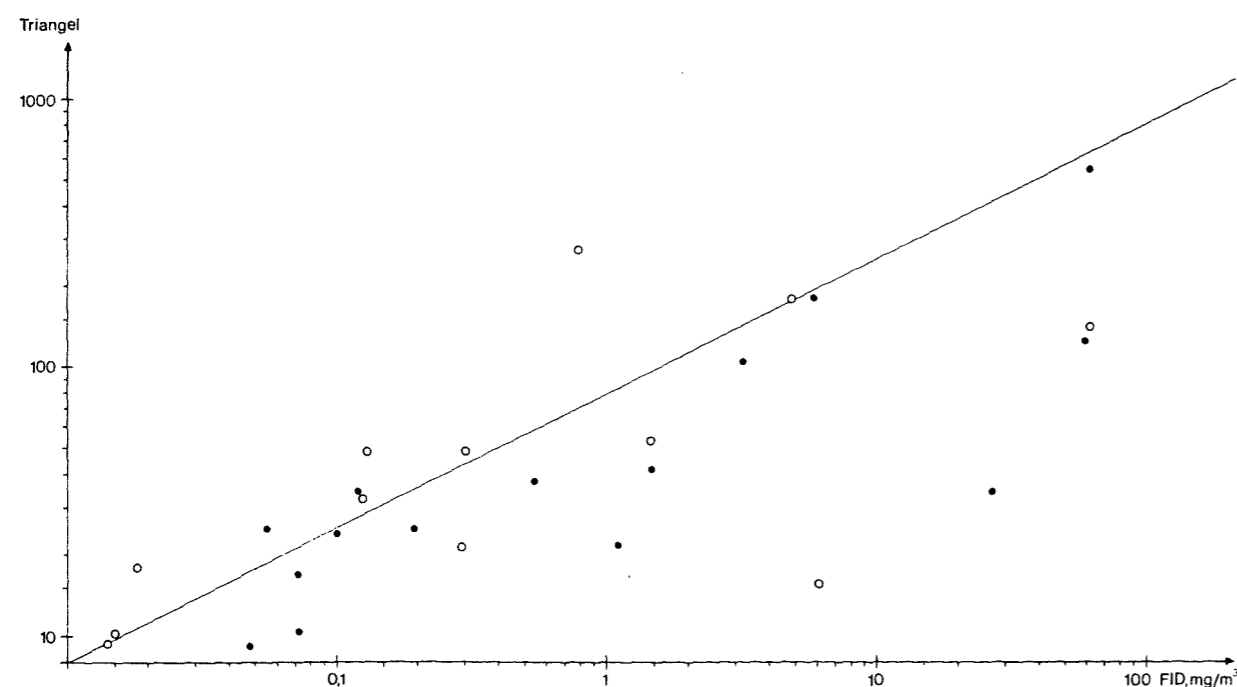
Der blev ikke konstateret sammenhæng mellem den dynamiske referenceskala og lugtbeskrivelserne ved hjælp af spørgeskemaer, men det blev der mellem Triangelolfaktometer og referenceskalamålingerne, se figur 9. Sammenhængen er dog svag ($r = 0,66$) og viste ingen systematiske forskelle, når hvert materiale blev betragtet for sig selv.

Der kunne ikke konstateres korrelation mellem referenceskalamålingerne og lugtpanelets vurderinger af luftvejsirritationer og gener, hvilket understreger, at referenceskalamålingerne måler en anden luftkvalitet end irritation.



Figur 9. Sammenhængen mellem lugtmålinger udført med Triangelolfaktometer og lugtmålinger udført med den dynamiske referenceskala (butanol ækvivalenter). Åbne cirkler er ældningsundersøgelseres resultater, og lukkede cirkler er luftskifteundersøgelseres.

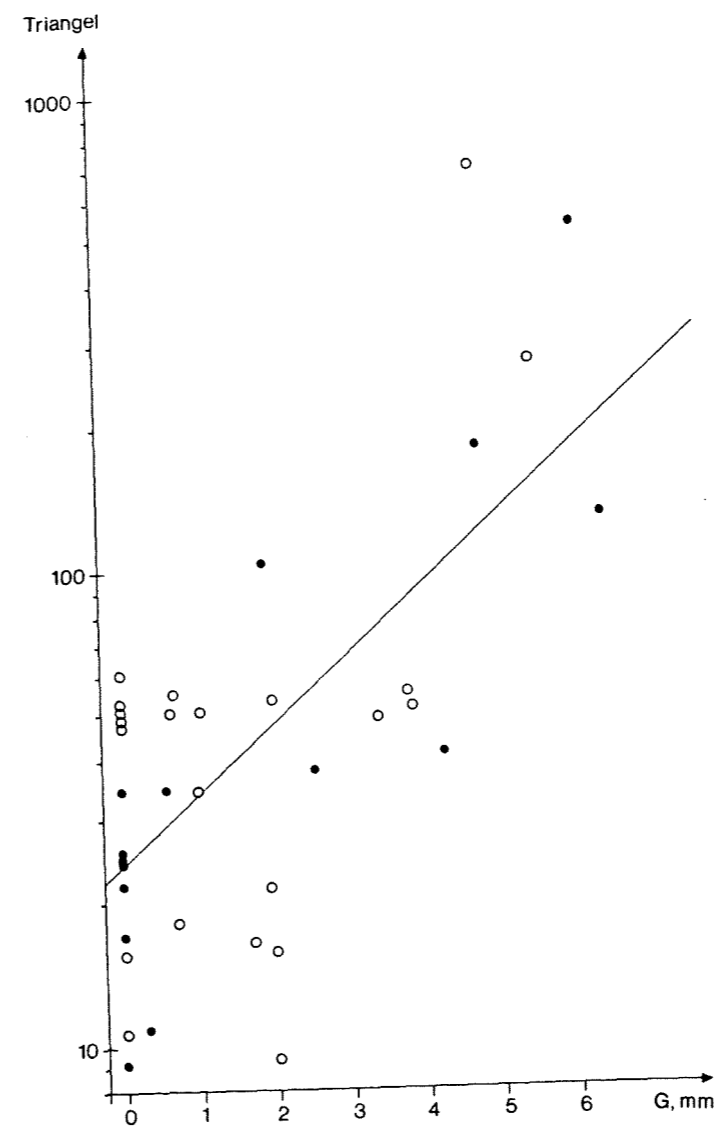
Målingerne med Triangelolfaktometer viste kun svag korrelation til total-koncentrationen, som det fremgår af figur 10. Den lineære korrelationskoefficient var $r = 0,61$. De enkelte materialers afgasninger viste ingen større systematik, og spredningen må tages som udtryk for, dels at lugtstyrker er særdeles vanskelige at vurdere selv med et standardinstrument, dels at lugtstyrken som nævnt ikke er entydigt bestemt af total-koncentrationen af stof i luftprøven.



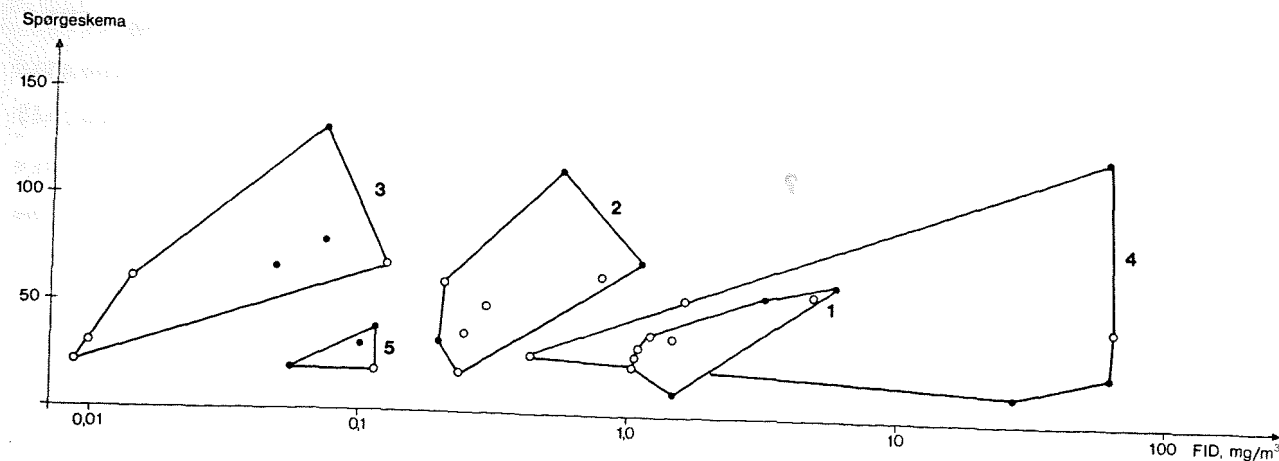
Figur 10. Sammenhængen mellem lugtmålinger udført med Triangelolfaktometer og total-koncentrationen af gasser og dampe (FID). Åbne cirkler er ældningsundersøgelsens resultater, og lukkede cirkler er luftskifteundersøgelsens.

Triangelmålingerne viste ingen korrelation til luftbeskrivelserne ved hjælp af spørgeskemaer, men havde derimod med genebedømmelserne en korrelation på $r = 0,69$. Sammenhængen mellem Triangelmålingerne og genebedømmelserne er vist på figur 11.

Lugtbedømmelse udført ved hjælp af spørgeskemaer viste som helhed ingen korrelation til de målte lugtkoncentrationer. Målingerne for det enkelte materiale antyder en individuel korrelation til logaritmen af total-koncentrationen, og i tabel 4 er vist resultatet af en sådan korrelationsanalyse. Det fremgår, at materiale 4 (gulvlím) på grund af stor spredning afviger fra de øvrige fire materialer, mens en korrelation antydes for disse.



Figur 11. Sammenhæng mellem Triangel lugtmålinger og genevurderinger (G). Åbne cirkler er ældningsundersøgelsens resultater, og lukkede cirkler er luftskifteundersøgelsens.



Figur 12. Sammenhængen mellem lugtbedømmelse udført ved hjælp af spørgeskema og totalconcentrationen af gasser og dampe (FID) for de fem materialer. Åbne cirkler er ældningsundersøgelsens resultater, og lukkede cirkler er luftskifteundersøgelsens.

Tabel 4. Korrelation mellem lugtbedømmelser udført ved hjælp af spørgeskema og logaritmen til totalconcentrationerne (FID).

Målinger af	Korrelation r
Alle	0,14
Materiale 1	0,84
2	0,62
3	0,73
4	0,28
5	0,77

Forskellen mellem kurverne antyder, at målemetoden i højere grad end tilfældet var for målingerne ved hjælp af den dynamiske referenceskala og med Triangelolfaktometret, registrerer en kvalitativ forskel mellem materialerne mere end en koncentrationsforskel.

Panelets vurderinger af irritationsgener blev undersøgt under de indledende undersøgelser, hvor gentagne vurderinger i 4 tomme rengjorte prøvekasser viste en baggrund på $0,5 \pm 0,8$ mm på den 25 mm lange vurderingsskala. Den relative reproducerbarhed af målinger på materialer bestemtes til 40 pct.

Genevurderingerne viste ingen korrelation til totalconcentrationen. Vurderingerne for de enkelte materialer havde tendens til at falde i samlede grupper, men der sås ingen korrelationstendens for det enkelte materiale.

Som tidligere nævnt fandtes en sammenhæng mellem Triangelmålingen og genevurderingen (figur 11). Derimod sås ingen korrelation til lugtbestemmelser

udført ved hjælp af den dynamiske referenceskala og til lugtbeskrivelser ved hjælp af spørgeskema.

Luftskiftets betydning

Luftskiftets betydning for afgangens størrelse blev undersøgt ved måling af afgangens størrelse under anvendelse af 3 forskellige forhold mellem arealet af materialerne og luftskiftets størrelse. Da alle målingerne blev udført ved en konstant volumenstrøm på 4 l/min (luftskifte $1,1 \text{ h}^{-1}$), var arealet af de anvendte prøvelegemer forskellige i de 3 måleserier.

I den første måleserie blev det tilstræbt at opnå optimale analysebetingelser, hvilket svarer til et areal/volumenforhold på $12,0 \text{ m}^{-1}$ og et luftskifte på $0,21 \text{ h}^{-1}$ i standardrummet. I den anden måleserie blev der anvendt et areal/volumenforhold på $10,1 \text{ m}^{-1}$ og et luftskifte, der svarer til $0,25 \text{ h}^{-1}$ i standardrummet. I den tredje måleserie var de tilsvarende tal $2,2 \text{ m}^{-1}$ og $1,06 \text{ h}^{-1}$.

Prøvningsbetingelserne er vist i tabel 5.

Tabel 5. Prøvningsbetingelserne, der blev anvendt i de 3 måleserier, til undersøgelse af luftskiftets betydning for afgangens størrelse.

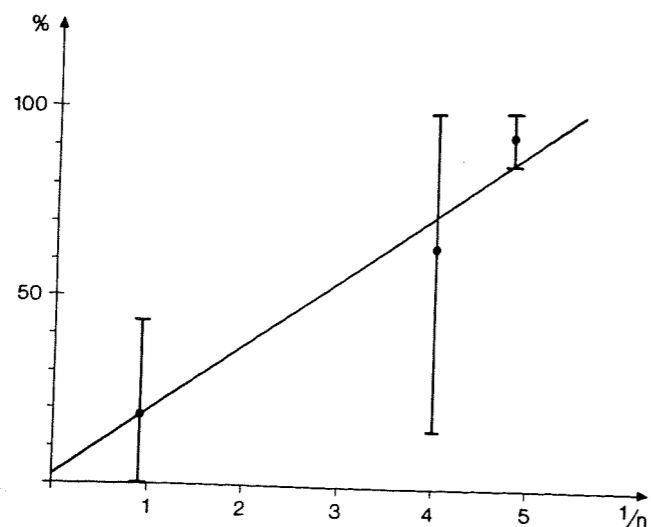
Måle- serie	Luftskifte n h^{-1}	Areal/ volumen A/V m^{-1}	Middel- konc. mg/m^3	Volumenstrøm til kammer l/min	Areal af prøvemater. m^2	Lufttil- førsel $\text{l/m}^2 \cdot \text{h}$
1	0,21	12,0	1,50	4	2,69	89
2	0,25	10,1	1,26	4	2,26	106
3	1,06	2,2	0,28	4	0,50	480

I hver måleserie blev der udført dobbeltbestemmelser af luftens indhold af organiske gasser, dampe og lugtstoffer. Alderen af materialerne var den samme i alle måleserier.

Kulrørsanalyserne af de fem materialer ved de tre luftskifteniveauer 0,21, 0,25 og 1,06 luftskifte pr. time viste totale koncentrationer, som varierede mellem $0,097 \text{ mg/m}^3$ og 965 mg/m^3 . Koncentrationerne er anført i bilag 1, tabel 2-6. Mængden af identificerede stoffer i hver prøve var større end 80 pct. for prøverne 1-4, men mindre end 6 pct. for prøve 5 (gipskarton) med mange stoffer, hvoraf de fleste optrådte i koncentrationer, som var under identifikationsgrænsen, men over detektionsgrænsen.

De totale koncentrationer, som målt for det enkelte materiale i de tre måleserier, varierede ikke systematisk med luftskiftet. Dette tilskrives bl.a., at de tre måleserier ikke fandt sted på samme tidspunkt, men med 2 og 4 ugers forskydning. De varierende koncentrationer reflekterer derfor

såvel en effekt af luftskiftet som en stor indflydelse af lagringen, der tilsyneladende ikke har samme betydning for de fem materialer. Figur 13 viser variationen i gennemsnittet af de relative koncentrationer, som målt med kulrør ved de tre luftskifteniveauer. Den rette linie er den lineære regressionslinie, hvis korrelationskoefficient er 0,71 for de ialt 15 punkter, svarende til 3 målinger for hvert af de fem materialer.



Figur 13. Luftskiftets betydning for den gennemsnitlige ligevægtskoncentration af gasser og dampe omkring fem materialer. Abscissen er reciprokt luftskifte (timer), ordinaten relativ kulrørskoncentration (pct. af største måling). Hver søjle angiver gennemsnit og standardafvigelse for de fem materialer.

Kildestyrken udregnes som vist i formel (4) p. 12 som:

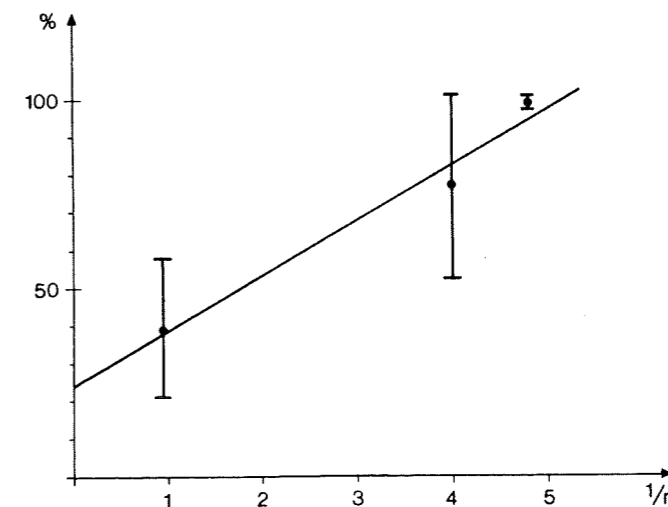
$$\frac{\text{Ligevægtskoncentration (mg/m}^3\text{)} \cdot 0,24 \text{ (m}^3\text{/h)}}{\text{prøvelegeme (m}^2\text{)}} \text{ mg/m}^2 \cdot \text{h}$$

Omregnes ligevægtskoncentrationerne i mg/m^3 til afgangshastighed i $\text{mg/m}^2 \cdot \text{h}$ findes i middel for de 15 målinger $33,3 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{h}$. Omregnes disse afgangshastigheder til procent af højeste afgangshastighed for hvert materiale, findes på grund af stor spredning ingen systematisk forskel i hastighed ved de tre luftskifteniveauer.

Afgangshastighederne varierede fra mindre end 0,01 til $190 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{h}$ med middelværdier på henholdsvis 1,6, 0,29, 0,14, 167 og $0,023 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{h}$ for materiale 1, 2, 3, 4 og 5.

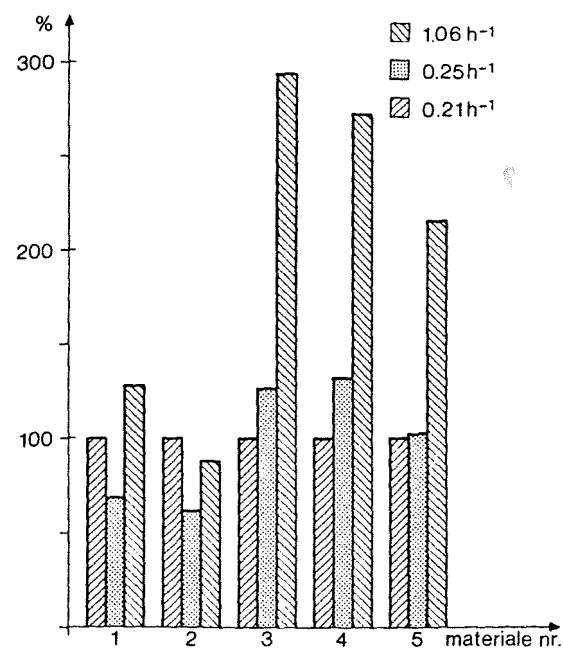
Resultaterne af FID-målingerne fremgår af bilag 1. Koncentrationerne, som er udtrykt i toluen ækvivalenter, varierede mellem 62 og $0,048 \text{ mg/m}^3$.

Figur 14 viser de relative koncentrationer i pct. af højeste koncentration målt for hvert materiale ved de tre luftskifter. Tages den store spredning i betragtning, modsiger figuren ikke, at en omvendt luftskifterelation kan antages at gælde.



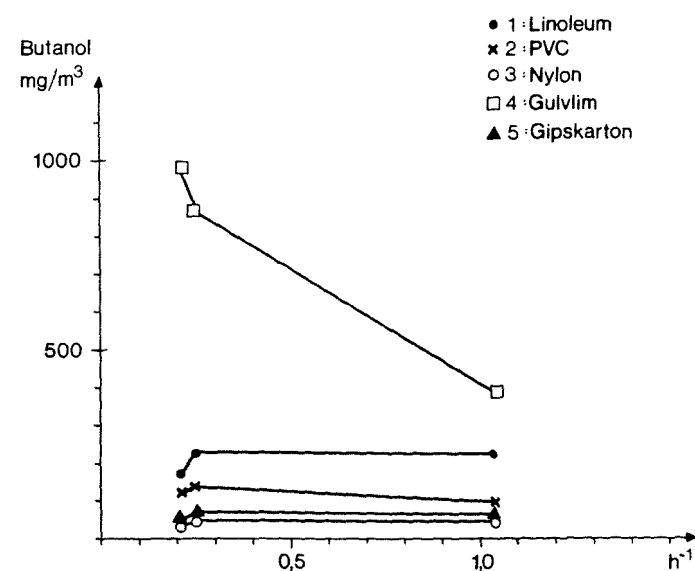
Figur 14. Luftskiftets betydning for den gennemsnitlige koncentration målt i toluen ækvivalenter omkring fem byggematerialer. Abscissen er reciprokt luftskifte (timer), ordinaten relativ koncentration i pct. af højeste målte koncentration.

Ved anvendelse af kulrørsmetoden kunne det forventes, at ligevægtskoncentrationerne af mange af enkeltstofferne, især ved det høje luftskifteniveau, lå under detektionsgrænsen. Totalkoncentrationerne bestemt med kulrør var derfor ved små koncentrationer behæftede med større usikkerhed end afgangshastighederne bestemt ud fra FID-målingerne. Disse afgangshastigheder er vist i bilag 1, tabel 2-6. Omregnes de til relativ afgangshastighed (pct. af største hastighed for hvert materiale, ses af figur 15, at materiale 1 (linoleum) og 2 (PVC) ikke synes at ændre afgangshastighed, mens materiale 3, 4 og 5 øger hastigheden med en faktor 2 til 3 ved ændring af luftskiftet fra 0,21 til 1,06 pr. time. En tilsvarende opgørelse for afgangshastigheden udtrykt pr. kg materiale pr. time bekræftede dette resultat.

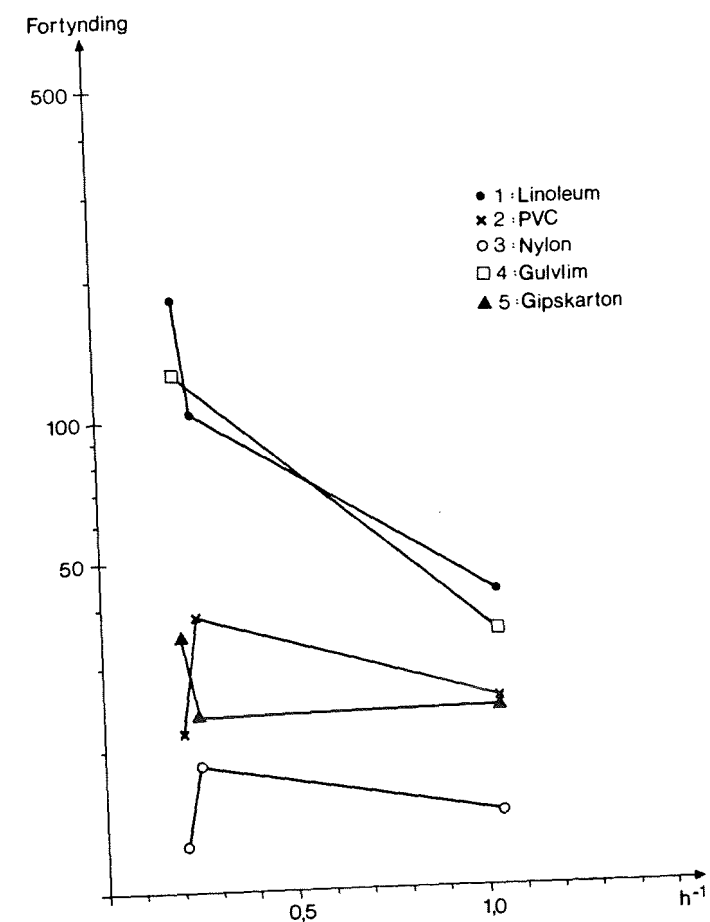


Figur 15. Luftskiftets betydning for afgangshastigheden fra fem materialer. Ordinaten er afgangshastigheden i pct. af værdien målt ved 0,21 luftskifte pr. time.

Lugtbestemmelserne ved hjælp af den dynamiske referenceskala udtrykt i ækvivalent butanol koncentrationer er vist i bilag 1 samt samlet på figur 16, hvoraf det fremgår, at luftskiftets indflydelse på lugtstyrken ikke var ens for de fem materialer. Kun lugtstyrken fra materiale 4 (gulvlam) er afhængig af luftskiftet.

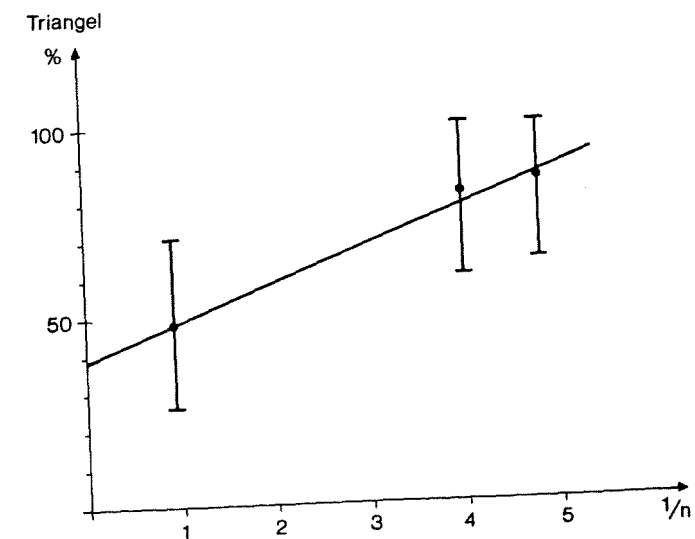


Figur 16. Luftskiftets indflydelse på lugtstyrken af luften omkring fem byggematerialer. Ordinaten er ækvivalent butanol koncentration i mg/m³. Abscissen er i luftskifte pr. time.



Figur 17. Luftskiftets betydning for lugtafgivelsen fra fem materialer. Udtrykt i nødvendige fortyndingsgrader (ED50) ved Triangelmåling. Ordinaten er den nødvendige fortyndingsgrad (Triangel). Abscissen er luftskiftet pr. time.

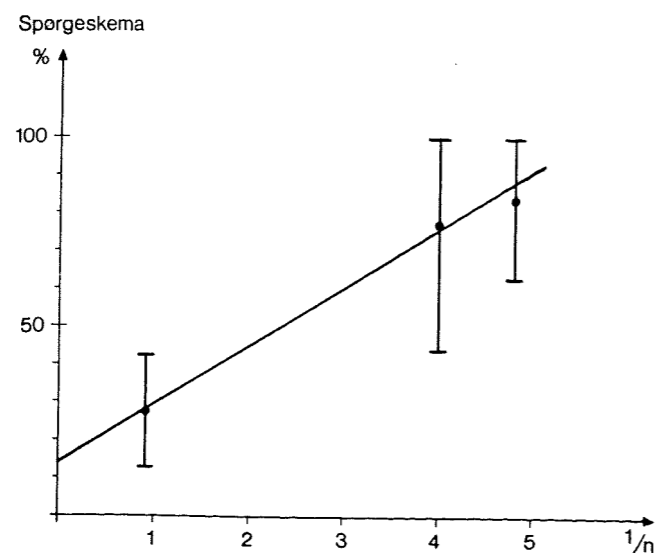
Figur 18 viser luftskiftets indflydelse på middelværdier af relativ lugtindtryk (udtrykt i pct. af det højeste, som målt for hvert materiale). Den viste lineære regressionslinie har regressionskoefficienten $r = 0,65$.



Figur 18. Luftskiftets betydning for lugtstyrken af luften omkring fem byggematerialer udtrykt i relativ nødvendig fortyndingsgrad. Abscissen er reciprok luftskifte (timer).

Ved måling af fortyndingsgraden på Triangel olfaktometer var det nødvendigt til materiale 3 og 5 at anvende udstyret i "weak odor" konfiguration, hvorved svagere lugte kan bedømmes bedre end i standardfigurationen. Dette medførte fordoblet volumenstrøm i den korte periode, den enkelte måling foregik, og dermed et forøget luftskifte i prøvekasserne. Den efterfølgende lugtbeskrivelse ved hjælp af spørgeskema af disse materialer har derfor indbygget en større spredning forårsaget af dette forøgede luftskifte.

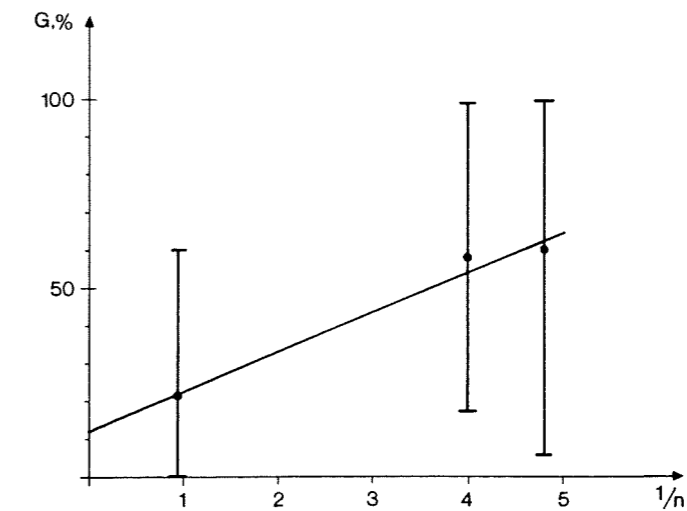
Luftskiftets indflydelse på lugtvurderingerne udtrykt i relativ lugtstyrke bestemt ved spørgeskema er vist på figur 19. Det fremgår, at lugtindtrykket generelt aftog med øget luftskifte. Materialerne viste dog stor indbyrdes variation, som tilskrives dels effekten af materialernes lagring, og dels målemetodens særlige egenskaber, som kommenteres senere, samt det ovenfor nævnte forøgede luftskifte for materiale 3 og 5.



Figur 19. Luftskiftets indflydelse på lugtafgivelse bestemt med spørgeskema. Abscissen er reciprokt luftskifte (timer).

Lugtpanelets vurdering af forekomsten af gener og ubehag ved at lugte til afkastningsluften blev registreret med et spørgeskema. Vurderingerne blev afgivet ved afkrydsning på en 25 mm skala gående fra ingen til stærke gener. Panelets gennemsnitlige vurderinger af luftvejsgener udtrykt i mm er vist i bilag 1, tabel 2-6. Vurderinger af neurologiske symptomer viste ingen systematiske variationer og omtales derfor ikke yderligere.

Luftvejsgeneindexet i form af afgivne mm vurderinger, varierede fra 0 til 6,9 mm på en 25 mm skala. Intet materiale blev således vurderet som stærkt generende. De gennemsnitlige vurderinger varierede stærkt fra materiale til materiale, men taget under ét for samtlige fem materialer fandtes en tendens til systematisk variation med luftskiftet som vist på figur 20.



Figur 20. Luftskiftets indflydelse på det relative geneniveau, som vurderet af et lugtpanel for materiale 4. Abscissen er reciprokt luftskifte (timer).

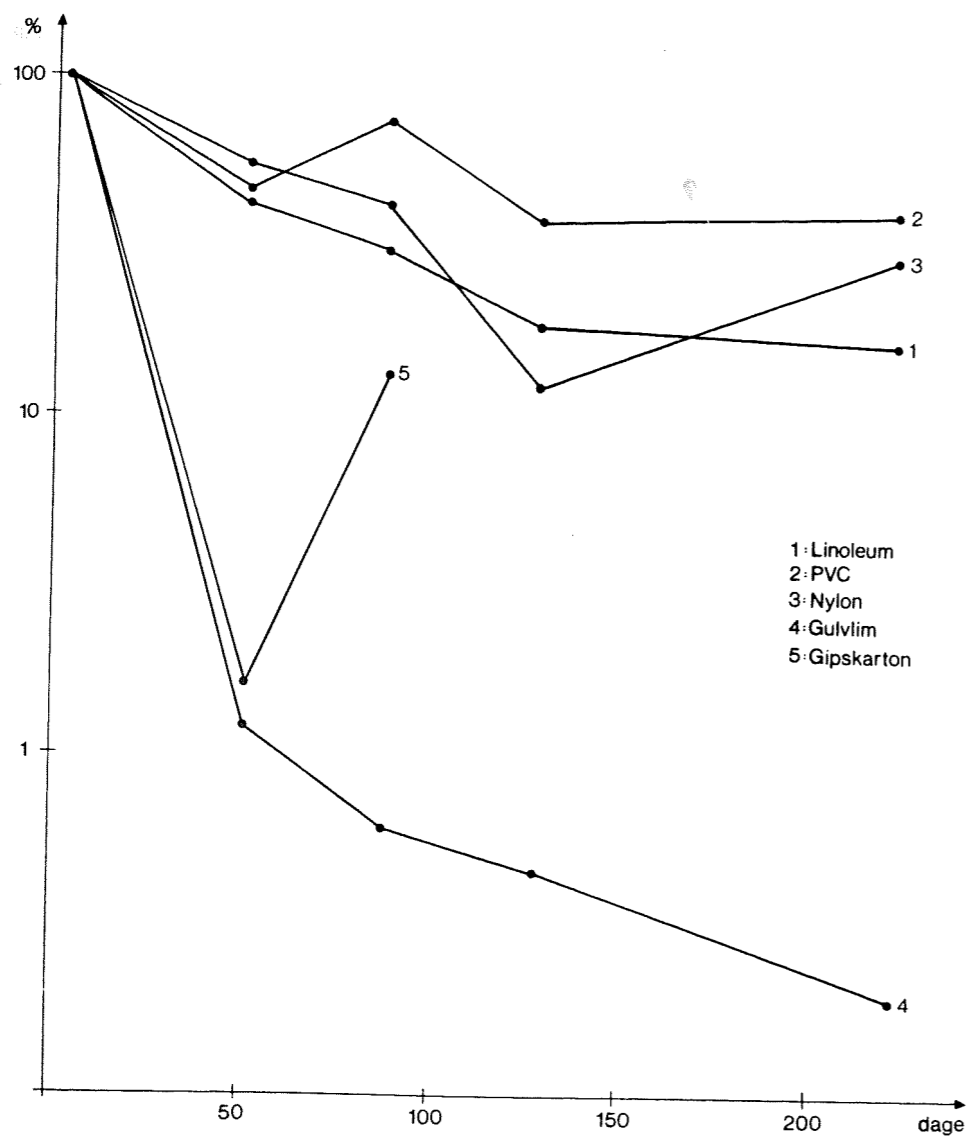
Figuren viser variationen trykt i pct. af største vurdering. Variationen er ikke signifikant, og regressionsliniens koefficient var 0,40. Kun vurderingerne for materiale 4 (lim) var signifikant større end baggrunden ved samtlige luftskifteniveauer, og for dette materiale fandtes den samme afhængighed af luftskiftet som antydnet på figur 20.

Materialealderens betydning

Ældningsmålingerne gennemførtes igennem 238 dage. En oversigt over måleresultater findes i bilag 1.

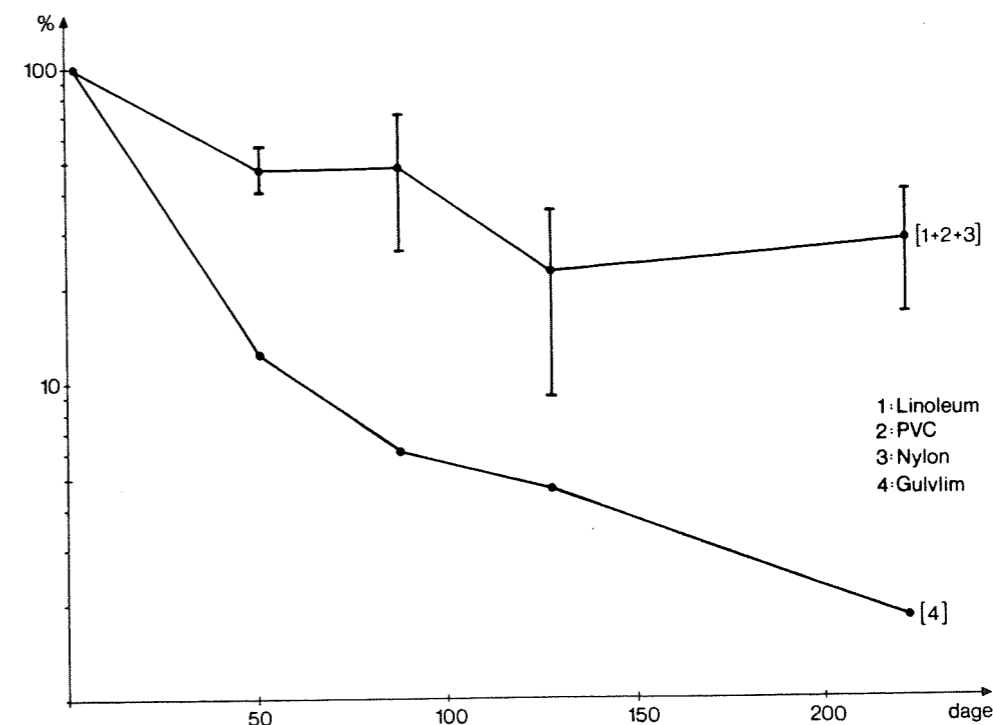
Målingerne udførtes til bestemmelse af materialealderens indflydelse på afgangshastigheden fra et enkelt sæt af hvert af de fem materialer. Prøvningsbetingelserne svarede til måleserie 1 i luftskiftemålingerne (tabel 5), og analyserne var de samme. Målingerne fortsattes, indtil ligevægtskoncentrationen var stabil inden for målemetodernes usikkerhed.

I figur 21 er vist forløbet af de relative koncentrationer målt med kulrør for hvert materiale. Det fremgår, at materialerne 1, 2 og 3 (linoleum, PVC og nylon) har ens ældningsforløb, mens materiale 4 (gulvim) afviger stærkt herfra. Afgasningen fra materiale 5 (gipskarton) var så ringe, at en brugbar koncentration kun bestemtes i to af de fem målerunder.



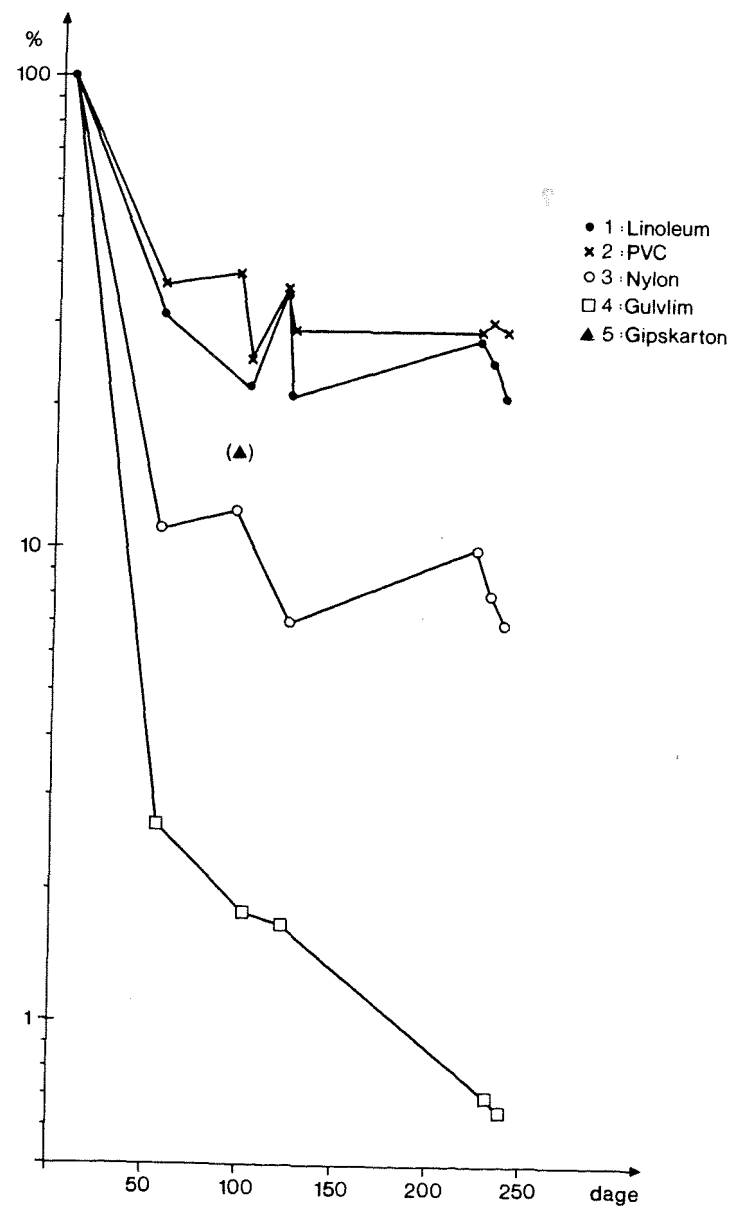
Figur 21. Materialealderens indflydelse på de relative koncentrationer af gasser og dampe målt med kulrør. Koncentrationen er angivet i pct. af største koncentration hos hvert materiale.

Figur 22 viser forløbet af den samlede relative koncentration fra materialerne 1, 2 og 3. Spredningen på de enkelte måleresultater er for stor til, at hypotesen om en eksponentiel aftagen kan eftervises. Antages en stabil ligevægtskoncentration at være målt efter 222 dage, svarer dette til en relativ koncentration på 26,4 pct., og en lineær regression for de øvrige målinger ($r = 0,75$) viser en halveringstid på 37 dage.



Figur 22. Materialealderens indflydelse på den gennemsnitlige relative koncentration af materialerne 1, 2 og 3 samt for materiale 4.

Den relative ligevægtskoncentration udviste for materiale 4 (gulvlim) et stærkt initialt fald svarende til tørrefasen for limen med en efterfølgende langsommere tilnærmelsesvis eksponentiel aftagen med en halveringstid på ca. 77 dage. Ved målingerne efter 88 dage var koncentrationen omkring materiale 4 dog stadig ca. lige så stor som den største initiale koncentration målt for noget af de øvrige fire materialer.

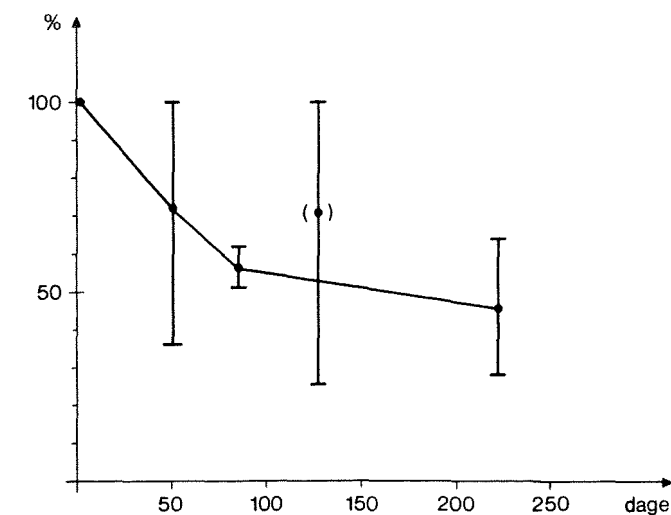


Figur 23. Materialealderens indflydelse på de relative totalkoncentrationer af gasser og dampe målt med flammeionisationsdetektor (FID).

Koncentrationsforløbet målt yderligere med flammeionisationsdetektor (FID) i ækvivalente toluenmængder. Figur 23 viser forløbet af de relative koncentrationer. Også her målt et særdeles stærkt fald for materiale 4 (gulvlim) og materiale 5 (gipskarton), som pga. de små koncentrationer kun kunne måles i to punkter. Mens materiale 1 (linoleum) og 2 (PVC-gulvbelægning) viser ens forløb, tyder målingerne på, at materiale 3 (nylontæppe) har afvigende forløb. Det har ikke været muligt på rimelig måde at approksimere forløbene for materialerne 1, 2 og 3 med eksponentielle forløb. Den sidste rimeligt retliniede del af forløbet for materiale 4 svarer til en halveringstid på ca. 96 dage.

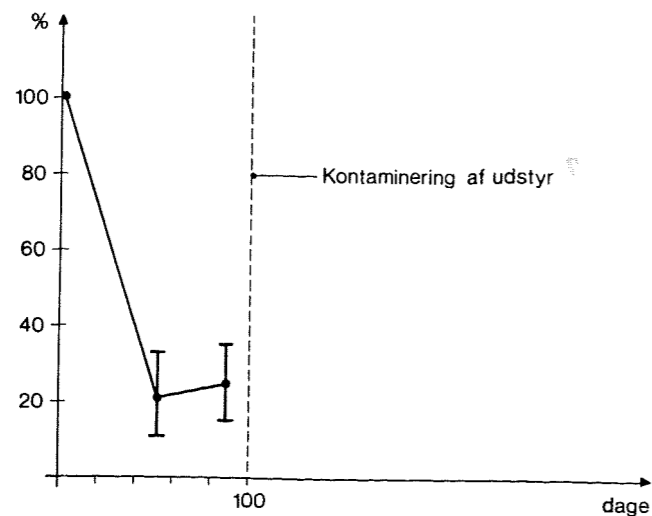
Samtidigt med kulrørsmålingerne gennemførtes vurderinger af lugtstyrken med en dynamisk referenceskala og udtrykt i butanol ækvivalenter. Ældningsforløbet for de enkelte materialer viste, at materiale 5 (gipskarton) systematisk vurderedes lavere end de andre, mens de øvrige materialer vurderedes usystematisk fra gang til gang. Største enkeltvurdering målt for materiale 4 (gulvlim).

Figur 24 viser de midlede relative vurderingers ændring under forsøget. Punktet ved 128 dage afviger pga. en defekt luftpumpes afgivelse af lugte. De øvrige punkter kan under forudsætning af et ligevægtsniveau på 39 pct. efter 222 dage approksimeres med et eksponentielt forløb ($r = 0,999$), som svarer til en halveringstid på 38 dage i god overensstemmelse med det ved kulrørsmålingen fundne.



Figur 24. Materialealderens indflydelse på lugtstyrken bestemt med dynamisk referenceskala. Ordinaten angiver relative ækvivalente butanol koncentration.

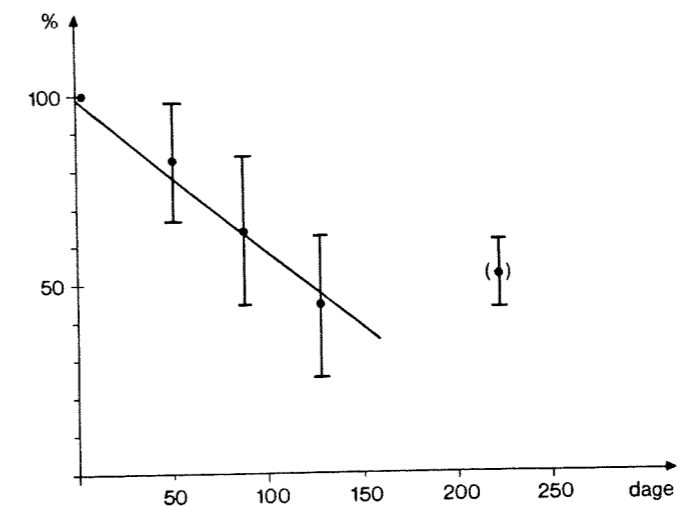
Målinger af den nødvendige fortynding (ED_{50}) med triangelinstrumentet varierede fra 275 (materiale 2) til 9,5 (materiale 3). Målingerne efter 128 dage påvirkedes af en defekt luftpumpe og er udeladt af figur 25, som viser variationen af den gennemsnitlige relative lugtstyrke og antyder, at et ligevægtsniveau på ca. 30 pct. af udgangsniveauet er opnået før den anden måling efter 51 døgn. Materialerne 5 og 3 lå systematisk lavere end de øvrige.



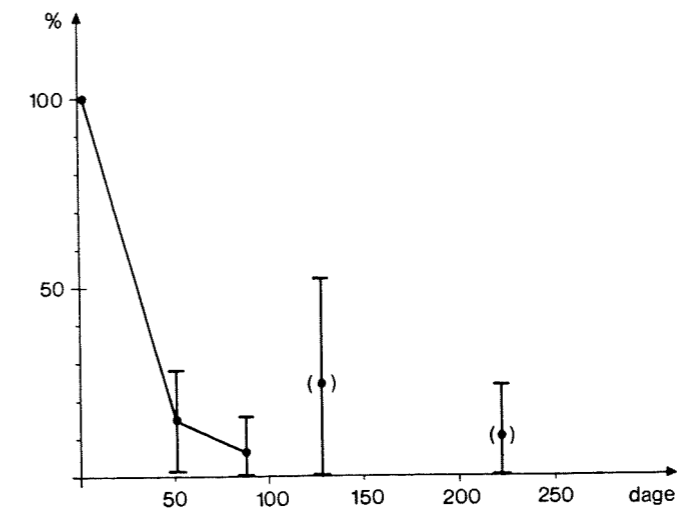
Figur 25. Materialealderens indflydelse på den gennemsnitlige, relative lugtstyrke målt med Triangelolfaktometer.

Lugtbeskrivelserne foretaget ved hjælp af spørgeskema viste ikke nogen systematisk forskel i forløbet for de enkelte materialer. Materiale 5 lå dog ikke signifikant over baggrundniveauet og er derfor udeladt i det følgende. Variationen i den gennemsnitlige relative vurdering er vist i figur 26. Den kunne ikke approximeres med et eksponentielt forløb, men antydede et lineært forløb ($r = 0,80$), når der ses bort fra den fejlslagne måling efter 222 dage. Lugtstyrken bestemt ved spørgeskema antyder således en halvering på ca. 120 dage for de fire materialer under et.

Panelpersonernes vurderinger af luftvejsirritation blev udtrykt som summen af mm markeret på de fem spørgsmål angående irritation. Panelets samlede irritationsvurdering af de fem materialer var væsentligt forskellige ved første måling end ved de efterfølgende, og samtidigt signifikant større end baggrundsvurderingen i rengjorte prøvekasser uden materialer. Ved målingen efter 51 døgn var der stadig en tendens til, at vurderingerne lå over baggrundsniveauet. Figur 27 viser de gennemsnitlige relative vurderinger. De to sidste målinger er påvirkede af den defekte luftpumpe.



Figur 26. Materialealderens indflydelse på den relative lugtstyrke bedømt ved hjælp af spørgeskema. Ordinaten er gennemsnit for materialerne 1, 2, 3 og 4.



Figur 27. Materialealderens indflydelse på panelets gennemsnitlige vurdering af den relative styrke af irritationsgener i øjne, næse og øvrige luftveje.

Vurdering af undersøgelsen

Koncentrationsmålinger

Den anvendte kulrørsmetode (4) har en detektionsgrænse for traditionelle organiske opløsningsmidler på ca. $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (20 ppb). Detektionsgrænsen øges stærkt for meget flygtige gasformige stoffer og for stoffer med højt kogepunkt. Stoffer med stor kemisk reaktivitet og høj polaritet kan ikke i praksis påvises med metoden.

I en interkalibreringsundersøgelse (8) er både nøjagtighed og reproducerbarhed under ugunstige omstændigheder anslået til at være 30 pct. Metoden er blandt de anvendte koncentrationsmålemetoder den bedst dokumenterede og anvendes derfor i det følgende som referencemetode.

Kulrørsanalyser giver totalkoncentrationer i mg/m^3 som summen af de målte enkeltstoffers koncentration. Blandt de fejlkilder, som kan have haft indflydelse i den her rapporterede undersøgelse, kan nævnes, at målingerne af økonomiske grunde ikke som det er sædvane blev gennemført på dobbeltprøver, men kun ved dobbeltanalyser på samme kulrørs eluat. Endvidere er samtlige analyser gennemført i én analyseproces efter hver af de fem målerunder, hvorfor de eksponerede kulrør har været lagret ved $-20 \text{ }^\circ\text{C}$ i forskellige tidsrum. En yderligere fejlkilde ligger i detektionsgrænsen for enkeltstoffer, som gør, at et bredt spektrum af stoffer i små koncentrationer ikke vil blive påvist og derfor ikke vil bidrage til den målte totalkoncentration. Dette vil især være af betydning i prøver med mange stoffer og kan derfor have betydning for analyserne fra materiale 3 (nylontæppe) og 5 (gipskarton).

Kulrørsanalyser af den i (4) nævnte art er tidskrævende og kostbare at udføre og kan derfor normalt kun udføres på særlige laboratorier. Såfremt afgangsmålinger skal kunne udføres rutinemæssigt på fx industrielle laboratorier, må en alternativ målemetode anvendes. Til det formål afprøvedes flammeionisationsdetektoren.

Flammeionisationsdetektoren (FID) måler mængden af ioner, som opstår ved forbrænding af en luftprøve. Samtlige brændbare forureninger bidrager således til måleresultatet. Detektionsgrænsen for det anvendte instrument var $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (10 ppb) (9). Stoffernes evne til at danne ioner varierer imidlertid stærkt, og i en sammensat atmosfære er det i modsætning til ved kulrørsanalyser ikke muligt at kompensere herfor. Det totale måleresultat sammenkobles med det, som opnås med en referencegas (i dette tilfælde 100 ppm toluen), og resultatet anføres i ækvivalente koncentrationsenheder. Forskellige sammensatte atmosfærer kan således give forskellige måleresultater, selvom totalkoncentrationen i mg/m^3 er ens. Toluen har en meget høj

responsefaktor på FID-detektor. Andre stoffer må derfor være til stede i op til 10 gange større koncentrationer for at give samme måleresultat, og følgelig vil ækvivalente FID-koncentrationer ved høje koncentrationer normalt undervurdere totalindholdet i sammenligning med de mere nøjagtige kulrørsmålinger. Ved små koncentrationer vil FID-detektoren derimod også registrere de stoffer, som forekommer i så små koncentrationer, at de ikke påvises i kulrørsanalysen. Methan, som FID-detektoren reagerer på, forekommer ikke i nærværende undersøgelse, hvor stoffet aktivt er fjernet fra ventilationsluften.

Den anvendte photoionisationsdetektor havde så ringe følsomhed (ca. $1 \text{ mg}/\text{m}^3$), at dens anvendelse blev opgivet allerede i den indledende målefase.

Kulrørsmetoden og FID-metoden er vurderet til teknisk at være lige egnede til bestemmelse af totalafgasningen af organiske gasser og dampe af opløsningsmiddeltypen på byggematerialer. Af økonomiske og praktiske årsager vil FID-metoden derfor være at foretrække. Denne konklusion forudsætter imidlertid, at afgasningens sammensætning er kendt og kan derfor gøre en indledende kvalitativ kulrørsanalyse nødvendig.

Udføres denne indledende analyse som en kvantitativ kulrørsanalyse, kan FID-målingens ækvivalente toluen koncentrationer konverteres til absolutte koncentrationer i mg/m^3 . Såfremt forhold omkring enkeltkomponenter ønskes undersøgt, er massespektrometrimetoden i praksis den eneste mulighed.

Den rutinemæssige anvendelse af FID-målinger forudsætter stor omhu med rutinemæssigt indskudte kalibrerings- og baggrundsmålinger, og der bør etableres en fast målerutine. Ved nærværende målinger anvendtes ren luft og 100 ppm toluen. Ved fremtidige målinger anbefales yderligere en standardkoncentration af toluen på ca. 10 ppm eller lavere, bl.a. for at detektorens linearitet løbende kan kontrolleres.

Lugt- og genemålinger

Panelets vurderinger af lugtstyrke og gener kan ikke umiddelbart forventes at være proportionale med totalkoncentrationen af stof i luften fra forskellige luftprøver. Dette skyldes dels at den subjektive fornemmelse ikke er proportional med stoffets koncentration (6), og dels at forskellige luftprøver indeholder forskellige mængder af lugte eller irriterende stoffer. Endelig er det uklart, om den påviste ændring af afgasningshastigheden hos de undersøgte materialer er generel for alle stoffer eller afspejler ændringer for enkeltstoffer, hvorved lugtkarakteren for samme materialer kan ændres.

Ved sammenligning mellem de fire lugt- og genemålemetoder må det endvidere erindres, at disse måler forskellige kvaliteter ved luften. Reference-skala målinger angiver en ligeså stærkt lugtende koncentration af et referencelugtstof og kan således især anvendes ved intensitetssammenligninger.

Triangel olfaktometret angiver, hvor mange gange en lugtprøve skal fortyndes for ikke at kunne detekteres. Da forskellige lugtstoffers lugtintensitet ikke stiger lige hurtigt med koncentrationen, er samme triangel mål ikke ensbetydende med samme lugtstyrke. Dette mål er derfor især af betydning for luftskifteberegninger af fortyndingsgrader. Lugtvurderinger med spørgeskemaer giver en betegnelse for lugtens karakter og er derfor ikke et egentligt lugtintensitetsmål. En korrelation er dog påvist i tidligere undersøgelser (7). Genevurderingerne omfatter spørgsmål om slimhindeirritation og er uden direkte tilknytning til lugtindtrykket.

Ved lugtvurderinger bør baggrundslugte helt søges elimineret, og ved målinger på en tom måleopstilling bestemmes måleudstyrets baggrundsniveau. Målingerne bør tilrettelægges med indskudte ækvilibreringsperioder i ren luft, og prøverne bør om muligt præsenteres efter stigende styrke. Lugtpa-nelet bør være det samme gennem hele måleserien og bør have gennemført et træningsprogram, før målingerne iværksættes (5).

De fire forskellige vurderingsmetoder måler som tidligere forklaret forskellige karakteristika ved lugten. Samtlige målinger viste systematiske ændringer som følge af ændringer i luftskiftet og materialealderen. Genevurderingen kunne som den eneste ikke korreleres til totalkoncentrationen. Dette kan forklares ved, at den irritative effekt er knyttet til enkeltstoffer eller stofgrupper, som forekommer uens hos de fem materialer. Genevurderingen var simpel og hurtig at udføre, og ved fremtidige målinger kan større følsomhed evt. opnås ved at anvende større luftmængder end 3 l/min til glastragten.

Referenceskalamålingen og Triangelmålingen korrelerede begge indbyrdes, og hver for sig til koncentrationen. Referenceskalamålingerne viste imidlertid mere systematisk afhængighed af koncentrationen end Triangelmålingerne. Da Triangelmetoden er væsentlig mere kompliceret at anvende end referenceskalaen, foreslås denne anvendt som sekundær metode. Spørgeskemavurderingerne viste korrelation til afgangskoncentrationen for den enkelte materialetype og afspejler således en lugtkvalitet, som er karakteristisk for det enkelte materiale. Metoden viste ingen korrelation til de øvrige lugtmålinger, og genspejler således en anden lugtkvalitet end disse.

Afgasningen og luftskiftet

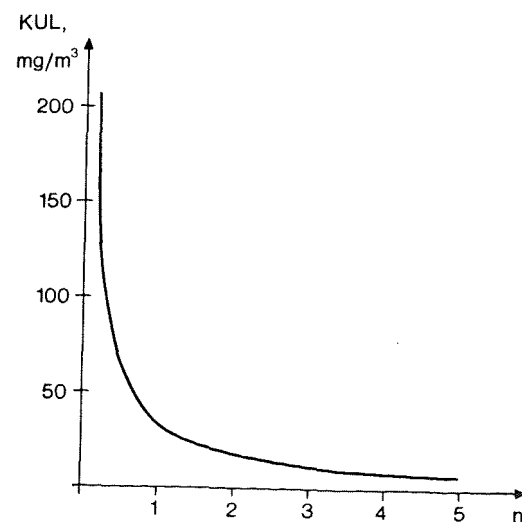
Ved vurdering af luftskiftets betydning for afgasningen fra de fem byggematerialer må det erindres, at måleomstændighederne ikke svarede til forholdene i normale rum, fx som defineret ved standardrummet. Kun ved det højeste luftskifte (1,06 gange pr. time) svarede volumen/areal forholdet til standardrummets. Dette forhold kan dog forventes at have sekundær betydning, idet det kan antages, at de undersøgte stoffer ikke blev nedbrudt i væsentlig grad under opholdet i prøvekasen.

Målingerne ved forskellige luftskifter antyder (figur 13 og 14), at koncentrationen af gasser og dampe er lineært afhængig af det reciprokke luftskifte. Antallet af målinger var imidlertid ikke stort nok til at fastlægge det nøjagtige forløb for hvert materiale. En nærmere analyse viste, at forudsætningen om, at materialernes afgasningshastighed er konstant, ikke var opfyldt for tre af materialerne 3, 4 og 5 (nylontæppe, gulvlim og gipskarton) (figur 15), men afgasningshastigheden øgedes med en faktor 2,5 ved en firedobling af luftskiftet. Denne effekt kan have flere forklaringer. En øget tilbagediffusion af forureningsmolekyler som følge af høje luftkoncentrationer vil således kunne mindske den effektive afgasningshastighed ved lave luftskifter. Denne effekt kan optræde ved materiale 4 (gulvlim) med særdeles store forureningskoncentrationer, men er næppe sandsynlig for materiale 5 (gipskarton) med meget små koncentrationer. En anden forklaring kan være, at den øgede luftbevægelse, der følger med øget luftskifte, forplanter sig længere ind i mere åbne eller porøse materialer. Dette er i overensstemmelse med, at denne effekt ikke ses på materiale 1 (linoleum) og materiale 2 (PVC-gulvbelægning), men kun ved de mere porøse materialer, materiale 3 (nylontæppe) og materiale 5 (gipskarton). Ingen af disse hypoteser kan dog verificeres ved yderligere analyse af de udførte målinger.

Da afgasningshastighedens afhængighed af luftskiftet er væsentlig for eventuelle kommende krav vedrørende begrænsning af emissionen fra byggematerialer, bør dette forhold derfor undersøges nærmere.

Figur 13 viser et fælles lineært estimat for forløbet af de fem materialers afgasning ved forskellige luftskifter. Antages dette estimat at repræsentere et gennemsnitsmateriale, kan den forventede koncentration af forureningskomponenter i rumluften ved forskellige luftskifter i standardrummet beregnes. Dette er vist på figur 28, hvoraf det fremgår, at luftforureningskoncentrationens funktion af luftskiftet kan betragtes i to principielt forskellige situationer. Ved luftskifter større end ca. 1 gang pr. time ses en begrænset ændring i totalkoncentrationen selv ved store ændringer i luftskiftet. Luftskifter større end 1 gang pr. time findes typisk i ældre, ikke renoverede bygninger, og figuren illustrerer, hvor svært det er, så-

danne steder at eliminere indeklimaproblemer forårsaget af byggematerialer ved at øge luftskiftet.



Figur 28. Luftskiftets (n) betydning for den forventede ligevægtskoncentration af gasser og dampe fra byggematerialer.

Ved luftskifter mindre end ca. 1 gang pr. time optræder store koncentrationsændringer ved selv begrænsede ændringer i luftskiftet. Dette illustrerer det betænkelige i af energihensyn at reducere luftskiftet uden hensyn til forekomsten af forureningskilder i bygningen. Det er uafklaret, i hvor høj grad figuren afspejler forholdene i nyere byggerier, der opfylder bygningsreglementets minimumskrav om et luftskifte på 0,5 gange pr. time (11).

Panelets vurderinger ved de fire lugt- og genemålemetoder viste, at lugtniveauet blev mere tilfredsstillende med øget luftskifte. Kun referenceskalaen og Triangelmålingen gav resultater, der tillod en bedømmelse af de enkelte materials lugtafgivelse, og her udpegedes materiale 4 (gulvlim) samt materiale 1 (linoleum) som afhængige af luftskiftet, mens de tre andre ikke viste nogen afhængighed. Afhængigheden var ikke omvendt proportional med luftskiftet, hvilket stemmer med, at lugtindtryk som andre sanseindtryk forventes at afhænge eksponentielt af påvirkningen. De målte gasser og dampe kan have en ukendt sammenhæng med luftskiftet, hvilket kan forklare luftskiftets relativt ringere betydning for lugtindtrykket end for total-koncentrationen.

Lugtpanelets vurderinger af gener er vist på figur 20. Ingen af materialerne blev vurderet som værende stærkt generende, og ved store luftskifter var den gennemsnitlige genevurdering lille. Det er uklart, i hvor høj grad en persons vurdering af lugt fra en glastragt kan relateres til personens reaktion ved ophold i det rum, hvorfra luften stammer.

Afgasningen og materialealderen

Totalkoncentrationerne aftog for samtlige materialer med tiden. Stærkest var faldet naturligvis for materiale 4 (gulvlim), hvor koncentrationen faldt til ca. 1 pct. af udgangsniveauet i løbet af de første 51 døgn. Den var da stadig så stor som den største udgangskoncentration målt for de øvrige materialer. Herefter fortsatte faldet for materiale 4 (gulvlim) langsommere svarende til en halveringstid på ca. 80 døgn. Dette var ca. det dobbelte af halveringstiden for de øvrige materialer, som blev vurderet at være ca. 40 døgn. For disse materialer blev der imidlertid opnået en fase med væsentlig langsommere aftagen (eller ligevægt) efter ca. 100 døgn. På dette tidspunkt var koncentrationen af luften omkring gulvlimen stadig større end koncentrationen i luften omkring de øvrige materialer. Undersøgelserne tyder således på, at en initial ibrugtagingsfase med lugtgener i nybyggeri må forventes mindst at strække sig over de første 100 døgn efter færdiggørelsen. I denne fase bør luftskiftet dimensioneres under hensyntagen til de særlige afgasningsforhold.

Lugtpanelets vurderinger viste et tilsvarende fald i løbet af prøveperioden. Vurderingerne af luftforureningskomponenterne var allerede efter 51 døgn stærkt reducerede, og kun lugtene vurderet ved hjælp af referenceskala og spørgeskema viste fortsat fald efter 128 døgn.

Grænse for afgasning i nye boliger

Sammenhængen mellem forekomsten af organiske gasser og dampe i indemiljø og forekomsten af øjen-, næse- og luftvejsgener er endnu ufuldstændig belyst, og opløsningsmiddeldampe kan ikke entydigt udpeges som årsag til disse gener. Eksponeringsforsøg (10) viser, at gener kan fremprovokeres ved koncentrationer svarende til gennemsnittet for nye boliger (5 mg/m^3). Såfremt disse fund bekræftes under mere generelle omstændigheder, kan det blive aktuelt at indføre grænseværdier til sikring af, at koncentrationen af disse dampe og gasser ikke når et uacceptabelt niveau.

Tidligere målte koncentrationer i 39 ældre huse uden indeklimaproblemer havde et gennemsnit på $0,4 \text{ mg/m}^3$ (3), og $0,95 \text{ mg/m}^3$ fandtes i gennemsnit i 14 rum med udbredte diffuse klager (1). I eksponeringsforsøget (10) påvises typiske irritationsgener ved 5 mg/m^3 . Tages der hensyn til, at atmosfæren i de enkelte bygninger kan have forskelligt indhold af irriterende stoffer kommende fra andre kilder, tyder eksponeringsforsøget på, at en eventuel fremtidig fastsat acceptabel koncentration af ikke-irriterende organiske stoffer nok vil ligge under 5 mg/m^3 .

I standardrummet anvendes 40 m^2 materiale til et rum på 17 m^3 , og med et luftskifte på 0,25 gange pr. time. Ved ligevægt er koncentrationen $C \text{ mg/m}^3$,

og denne koncentration er relateret til en gennemsnitlig kildestyrke (S) eller afgasningshastighed ved ligningen

$$S = \frac{C \cdot 17 \cdot 0,25}{40} \text{ mg/m}^2 \cdot \text{h}$$

En koncentration på ca. 1 mg/m³ svarer i følge dette til en afgasningshastighed på ca. 0,1 mg/m² · h. En endelig grænseværdi bør kombineres med en grænseværdi for den største procentdel (fx 10 pct.) af stoffer målt i mg/m³, med kraftig irriterende effekt på næse, øjne og øvre luftveje. Herudover kan særlige krav stilles til lugtafgivelse, ligesom det bør forudsættes, at cancerogene stoffer ikke forekommer.

Byggematerialers overholdelse af sådanne grænseværdier kan kontrolleres med den beskrevne metode efter retningslinier, som allerede anvendes ved kontrollen af afgasningen af formaldehyd fra spånplader. De mere generelle regler må endvidere indeholde retningslinier for afgasningen fra materialer som maling og lim, der har en ekstra stor afgasning efter færdiggørelse af et byggeri. De her udførte målinger på en enkelt limtype viste en initial afgasning, som var ca. 40 gange større end afgasningen fra andre materialer. Afgasningen var dog efter 51 dage reduceret til samme niveau som afgasningen fra disse. Det foreslås derfor, at sådanne materialer først skal være på et vist niveau efter en nærmere defineret tørreperiode på fx 50 dage. Dette vil resultere i store koncentrationer i boliger i den første periode efter færdiggørelsen. Derfor bør grænseværdierne kombineres med krav i bygningsreglementet, så beboerne får mulighed for et øget luftskifte i denne periode. Det bør bemærkes, at limens afgasning efter de 51 døgn aftog langsommere end de andre materialer. Såfremt dette er generelt for tørrende materialer, vil disse også på lang sigt blive bestemmende for koncentrationen i indeluften.

Indtil en sådan foreligger, kan de nævnte værdier dog anvendes til en frivillig sanering af eksisterende materialer efter de retningslinier, der er nævnt i (12).

I (13) er der foreslået en vejledende grænseværdi i koncentrationsområdet 1,7 til 5,0 mg/m³ for total koncentrationen af flygtige organiske forbindelser af opløsningsmiddeltypen. Indtil der er fastsat en grænseværdi, kan det foreslåede koncentrationsområde anvendes til en frivillig sanering af eksisterende materialer.

Sammenfatning

Projektet havde til formål at undersøge udstyr og metoder til rutinemæssig måling af materialers afgivelse af organiske gasser, dampe og lugte. Endvidere var det ønsket at undersøge indflydelsen af materialealder og luftskifte på afgasningen. Som udgangspunkt for undersøgelserne anvendtes erfaringer fra en tidligere undersøgelse af afgasningen fra 42 byggematerialer samt en dengang udviklet matematisk model.

Fem materialer indgik i undersøgelsen dækkende lille, middel og stor afgasningshastighed. Materialerne var linoleum med jutebagside, PVC-gulvlægning, nylontæppe, gulvlim samt en gipskartonplade. Afgasningsmålingerne omfattede målinger af afgivelsen af organiske gasser og dampe af opløsningsmiddeltypen ved 1) kulrørsmetoden samt ved en 2) flammeionisationsdetektor (FID) og en 3) photoionisationsdetektor (PID).

Et lugtpanel vurderede afkastluften fra prøvekasserne. Afgivelsen af lugte og irriterende stoffer blev vurderet med to typer instrumenter samt ved to spørgeskemaundersøgelser. De fire metoder var: 1) dynamisk referenceskala, 2) Triangelolfaktometer, 3) lugtbeskrivelse ved hjælp af spørgeskema og 4) genebedømmelse ved hjælp af spørgeskema.

Efter en indledende målefasen gennemførtes to måleserier af henholdsvis luftskiftets og materialealderens betydning for afgasningen. Afgasningen målt ved tre forskellige forhold mellem luftskifte og materiale mængde svarende til luftskifteniveauer på 0,21, 0,25 og 1,06 h⁻¹. Ældningsundersøgelserne gennemførtes ved et luftskifte svarende til 0,21 h⁻¹. Måleperioden strakte sig over 238 døgn.

Ved analyserne blev der identificeret 29 forskellige organiske stoffer. De aromatiske kulbrinter udgjorde 55 pct. med toluen som det eneste stof, som påvistes i alle fem materialer. Den gennemsnitlige koncentration af toluen var samtidigt den største af alle. De alifatiske kulbrinter og terpenner udgjorde henholdsvis 10 og 14 pct. af stofferne, mens gruppen af andre dækkede 21 pct. Af disse var 80 pct. alkoholer.

Afgasningshastigheden var i gennemsnit $33 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{h}$ og varierede fra $0,023$ til $167 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{h}$ for de fem materialer. Totalkoncentrationerne aftog med stigende luftskifte. Afgasningshastighederne for tre af de undersøgte materialer var afhængige af luftskiftet. Luftskiftets betydning for lugtindtrykket var forskelligt for de fem materialer. Under ét aftog lugtstyrken dog med øget luftskifte.

Materialernes afgivelse af gasser og dampe aftog med alderen. For linoleum, PVC-gulvbelægningen og nylontæppet bestemtes en gennemsnitlig halveringstid for totalkoncentrationen på ca. 37 dage. Efter ca. 200 dage var der indtrådt en ligevægt. For gulvlimens vedkommende startedes med en betydeligt kortere halveringstid inden for de første 56 dage; herefter var halveringstiden ca. 77 dage i gennemsnit for resten af måleperioden. Afgasningen fra gipskartonpladen var så lille, at en pålidelig afgasningshastighed ikke kunne bestemmes.

Lugtstyrken af luften omkring materialerne aftog med tiden. Ændringen var ikke ens for de fire forskellige metoder, og halveringstiderne varierede mellem ca. 38 og ca. 120 dage.

Metodeundersøgelserne viste, at den udviklede prøvningsprocedure var egnet til bestemmelse af afgasningen fra byggematerialer, og at der blev opnået anvendelige resultater med alle de undersøgte målemetoder på nær photoionisationsdetektoren.

Kulrørsmålninger og FID-målinger korrelerede med en korrelationskoefficient på $0,98$, og nøjagtigheden af FID-målingerne ved små koncentrationer var efter en passende korrektion for den enkelte luftprøves særlige sammensætning lige så god som kulrørsmålningerne. Af praktiske og økonomiske grunde vil FID-detektoren derfor ofte være at foretrække til rutinemålinger på materialer med samme sammensætning af afgasningen.

De fire lugtmålinger registrerede forskellige sider af lugtindtrykket og korrelerede derfor kun dårligt indbyrdes. Målinger med referenceskala viste rimelig korrelation til totalkoncentrationen og var samtidig enkel at udføre. Denne målemetode anbefales til fremtidige undersøgelser.

Den prøvningsmetode, der fremgår af resultatet af nærværende projekt, består af en prøvestand, en FID-detektor samt et dynamisk referenceolfaktometer. Prøvestanden består af et luftrense- og befugtningsanlæg samt en 225 liter rustfri prøvekasse, hvori materialeprøver undersøges under forhold, der svarer til et normalt nybyggeri. Afprøvningsproceduren omfatter bl.a. kalibreringsmålinger og baggrundskontrol, og den kan gennemføres på ca. 2 uger pr. materiale.

Summary

SBI-report 165:

Measurement of gases, vapours and odours from building materials.

The aim of the project was to develop the appropriate equipment and methods for routine measurement of the emission of organic gases, vapours and odours from building materials. Moreover, the aim was to study the importance of ventilation and the ageing of the material. As a starting point was used the experience from a previous study on the gas emission from 42 building materials (1) and a mathematical model developed during that study.

Five materials were chosen covering low, medium and high emission rates. The materials were linoleum floor covering, PVC floor covering, polyamid carpet, glue and a gypsum plasterboard. The measurements of the emission included measurements of organic gases and vapours of the solvent type by: 1) absorption tubes containing charcoal, 2) a flame ionization detector (FID), and 3) a photo ionization detector (PID). An odour panel evaluated the discharge air from the test boxes, and odours and irritating gases were evaluated by means of two methods using instruments and two using questionnaires. The four methods were: 1) the dynamic butanol reference scale, 2) the Triangle olfactometre, 3) verbal description of the odours, and 4) evaluation of the nuisances by questionnaire.

After a preliminary phase of measurements two series of investigations were carried out in order to show the influence of ventilation and of ageing on the emission of gases from materials. The emission was measured at three different ratios between ventilation and quantity of material, corresponding to ventilation rates of 0.21, 0.25, and 1.06 air change per hour. For each of the three series of measurement new samples of material were used. The studies on ageing were carried out using a fourth set of materials at a ventilation rate of 0.21 air change per hour. These measurements continued for 238 days.

29 different organic substances were identified in the analyses. The aromatic hydrocarbons accounted for 55 per cent, toluene being the only substance which was detected in all five materials. The average concentration

of toluene was the highest of all. The aliphatic hydrocarbons and turpines accounted for 10 per cent and 14 per cent, respectively, of the substances, whereas the group of others covered 21 per cent, of which 80 per cent were alcohols.

The emission rate from the five materials were in average 33 mg/m^2 per hour and varied from 0.023 to 167 mg/m^2 per hour. The total concentrations decreased with an increasing ventilation rate.

The emission velocities for three of the studied materials were dependent of the ventilation rate. The influence of the ventilation rate for odour intensity differed in the five materials. However, in general the odour intensity decreased with an increasing ventilation rate.

The emission of gases and vapours from the materials decreased with age. For the materials number one, two, and three an average half-life of the total concentration was about 37 days. After 200 days a steady state was reached. Material four (glue) started out with a considerably shorter half-life time for the first 56 days. Then the half-life period became about 77 days in average during the rest of the measurement period. The emission from material five (gypsum plasterboard) was too low for an applicable emission velocity to be determined.

The odour intensity in the air surrounding the materials decreased gradually. The decrease was different for the four methods, and the half-life period varied from about 38 to about 120 days.

The studies showed that the test facilities and the procedure are suitable for measurements of the emission of volatile organic compounds from building materials. Consistent results were obtained with two of the methods studied.

Measurements utilizing charcoal tubes and flameionization detector (FID) correlated with a correlation coefficient of 0.986. The accuracy of the FID measurements were, after an appropriate correction at small concentrations in accordance with the special composition of the individual air sample, just as high as that of the measurements made by the charcoal tubes. For practical and economic reasons the FID detector may therefore be preferred for routine measurements of series of materials with the same composition of emitted pollutants.

The four methods used for odour measurements gave a possibility to detect different aspects of the odour sensation. The correlation, however, was rather poor. Measurements utilizing a butanol reference scale showed a reasonable good correlation to the total concentration of gases and vapours and were simple to carry out. This method is consequently recommended for use in future studies.

The tests developed in this project is based on a test set-up, a FID detector and a dynamic butanol reference device. The test set-up consist of an air cleaner, a humidifier and an airtight 225 l steel box, in which samples of materials studied can be placed under conditions similar to those existing in ordinary new buildings. The test procedure calibration and background pollution control as well as the test in it self can be carried out at a rate of two weeks per material per test set-up.

Bilag 1 : Måleresultater

Tabel 1. Oversigt over anvendte materialer og analyser.

Materiale	Kasse No.	Enhed	Måleserie 1	Måleserie 2	Måleserie 3	Ældet materiale
Linoleum	1	stk.	5	4	1	5
		kg	4,81	3,80	0,94	4,73
		m ²	2,40	1,92	0,48	2,40
PVC-gulvbelægning	2	stk.	5	4	1	5
		kg	3,46	2,78	0,69	3,50
		m ²	2,49	1,99	0,50	2,99
Nylontæppe	3	stk.	9	7	2	8
		kg	4,48	3,47	0,99	3,56
		m ²	3,46	3,36	0,96	3,84
Gulvlim	4	stk.	6	5	1	5
		kg a)	0,96/0,50	0,94/0,60	0,20/0,13	0,83/0,62
		m ²	1,46	1,22	0,24	1,22
Gipskartonplade	5	stk.	9	7	2	9
		kg	21,99	16,83	4,78	21,72
		m ²	4,49	3,49	1,00	4,49

a): Våd/tør vægt.

Tabel 2. Luftskiftets indflydelse på afgangningen fra materialet linoleum med jutevæv på bagsiden. (Prøvestand nr. 1, materiale nr. 1).

Enhed		Luftskifte (timer ⁻¹)		
		0,21	0,25	1,06
antal	stk.	5	4	1
masse	kg	4,81	3,80	0,94
areal	m ²	2,40	1,92	0,48
Specifikt luftskifte:				
	liter luft pr. time	49,9	63,2	255
	liter luft pt. time	100	125	500
Kulrørsmåliger:				
koncentration	mg/m ³	19,6	21,3	0,097
antal stoffer	antal	27	26	1
FID-målinger:				
toluenækvi- valenter	mg/m ³	5,9	3,2	1,48
afgasningshastighed	µg/m ² time	590	400	740
"	µg/kg time	294,4	202,1	377,9
Referenceskala				
	ækvivalent butanol konc. mg/m ³	165	222	219
Triangel	fortyndings- trin	182,0	104,7	41,7
Spørgeskema	lugtstyrke	63,4	56,9	12,2
Irritationsgener	mm på skala	5,2	2,4	4,7

Tabel 3. Luftskiftets indflydelse på afgangningen fra materialet PVC gulvbelægning. (Prøvestand nr. 2, materiale nr. 2).

Enhed		Luftskifte (timer ⁻¹)		
		0,21	0,25	1,06
antal	stk.	5	4	1
masse	kg	3,46	2,78	0,69
areal	m ²	2,49	1,99	0,50
Specifikt luftskifte:				
	liter luft pr. time	69,4	86,3	347,8
	liter luft pr. time	96,4	120,6	480
Kulrørsmåliger:				
koncentration	mg/m ³	2,15	0,295	1,33
antal stoffer	antal	12	3	3
FID-målinger:				
toluenækvi- valenter	mg/m ³	1,1	0,54	0,196
afgasningshastighed	µg/m ² time	106	65,1	94,1
"	µg/kg time	76,3	46,6	68,2
Referenceskala				
	ækvivalent butanol konc. mg/m ³	113,2	129,6	90,7
Triangel	fortyndings- trin	21,9	38,0	25,5
Spørgeskema	lugtstyrke	72,9	114	33,4
Irritationsgener	mm på skala	0,0	3,0	0,0

Tabel 4. Luftsiftets indflydelse på afgangningen fra materialet Polyamid-gulvtæppe. (Prøvestand nr. 3, materiale nr. 3).

	Enhed	Luftsifte (timer ⁻¹)		
		0,21	0,25	1,06
antal	stk.	9	7	2
masse	kg	4,48	3,47	0,99
areal	m ²	4,32	3,36	0,96
Specifikt luftsifte:				
	liter luft pr. time	53,6	69,2	242,4
	liter luft pr. time	55,6	71,4	250
Kulrørsmålninger:				
koncentration	mg/m ³	0,163	4,38	0,392
antal stoffer	antal	6	7	24
FID-målinger:				
toluækvivalenter	mg/m ³	0,073	0,072	0,048
afgasningshastighed	µg/m ² time	4,1	5,1	12
"	µg/kg time	3,9	5,0	11,6
Referenceskala				
	ækvivalent			
	butanol	39,3	56,9	45,2
	konc. mg/m ³			
Triangel	fortyndings-trin	10,5	17,0	9,1
Spørgeskema	lugtstyrke	79,1	132	67,3
Irritationsgener	mm på skala	0,75	0,38	0,0

Tabel 5. Luftsiftets indflydelse på afgangningen fra materialet nylongulvtæppe. (Prøvestand nr. 3, materiale nr. 3).

	Enhed	Luftsifte (timer ⁻¹)		
		0,21	0,25	1,06
Prøven:				
antal	stk.	5	5	1
vægt (tør/våd)	kg	0,96/0,51	0,94/0,60	0,20/0,13
areal	m ²	1,46	1,22	0,24
Specifikt luftsifte:				
	liter luft pr. time	470,6	400	1846,2
	liter luft pr. time	164,4	196,7	1000
Kulrørsmålninger:				
koncentration	mg/m ³	814,2	964,8	171,1
antal stoffer	antal	31	24	21
FID-målinger:				
toluækvivalenter	mg/m ³	60	62	27
afgasningshastighed	µg/m ² time	9863	12197	27000
"	µg/kg time	18235	24800	49846
Referenceskala				
	ækvivalent			
	butanol	974	869	389
	konc. mg/m ³			
Triangel	fortyndings-trin	126	537	34,7
Spørgeskema	lugtstyrke	125	24,6	13,2
Irritationsgener	mm på skala	6,9	6,6	1,1

Tabel 6. Luftskiftets indflydelse på afgangningen fra materialet gipskartonplade. (Prøvestand nr. 5, materiale nr. 5).

	Enhed	Luftskifte (timer ⁻¹)		
		0,21	0,25	1,06
antal	stk.	9	7	2
vægt	kg	21,99	16,88	4,78
areal	m ²	4,49	3,49	1,00
Specifikt luftskifte:				
	liter luft pr. time	10,9	14,13	50,2
	liter luft pr. time	53,5	68,8	240
Kulrørsmåliger:				
koncentration	mg/m ³	0,646	0,454	-
antal stoffer	antal	7	7	-
FID-målinger:				
toluenækvi- valenter	mg/m ³	0,120	0,100	0,055
afgasningshastighed	µg/m ² time	6,4	6,9	13,2
"	µg/kg time	1,3	1,4	2,8
Referenceskala				
	ækvivalent			
	butanol	47,6	63,1	57,3
	konc. mg/m ³			
Triangel	fortyndings- trin	34,7	24,0	25,1
Spørgeskema	lugtstyrke	39,1	31,0	10,9
Irritationsgener	mm på skala	0,0	0,0	0,0

Tabel 7. Materialealderens betydning for afgangningen fra materialet linoleum. (Prøvestand nr. 1, materiale nr. 1).

	Enhed	I	II	III	IV	V
Forsøgstid	dage	2	51	88	128	222
Kulrørsmåling: koncentration	mg/m ³	18,2	7,63	5,62	3,29	2,96
antal	stk.	22	20	21	19	18
Referenceskala	butanol ækviva- lenter mg/m ³	351	188	206	63,9	130
Triangel	fortyndingsgrad	178	53,7	55,0	708	60,3
Spørgeskema	lugtstyrke	59,7	38,1	32,8	24,6	39,1
Irritationsgener	mm på skala	16,8	2,0	0,71	4,8	0,0
Forsøgstid	dage	-7	7	102	124	231
FID ækvivalent Toluen	mg/m ³	0,02	4,85	1,06	1,71	1,20
			1,48		1,02	1,35

Tabel 8. Materialealderens betydning for afgasningen fra materialet PVC-gulvbelægning. (Prøvestand nr. 2, materiale nr. 2).

	Enhed	I	II	III	IV	V
Forsøgstid	dage	2	51	88	128	222
Kulrørsmåling: koncentration antal	mg/m ³ stk.	5,63 9	2,58 8	4,15 6	2,09	2,26 8
Referenceskala	butanol ækviva- lenter mg/m ³	196	171	106	270	125
Triangel	fortyndingsgrad	275	21,4	49,0	57,5	51,3
Spørgeskema	lugtstyrke	65,8	50,7	62,2	19,8	30,8
Irritationsgener	mm på skala	5,5	1,9	0,0	3,9	1,2
Forsøgstid	dage	-7 7	56 96	102 121	124 224	231 238
FID ækvivalent Toluen	mg/m ³	0,02 0,80	0,29 0,30	0,70 0,28	0,23 0,23	0,24 0,23

Tabel 9. Materialealderens betydning for afgasningen fra materialet Polyamidtæppe. (Prøvestand nr. 3, materiale nr. 3).

	Enhed	I	II	III	IV	V
Forsøgstid	dage	2	51	88	128	222
Kulrørsmåling: koncentration antal	mg/m ³ stk.	0,19 3	0,10 3	0,08 3	0,02 1	0,04 2
Referenceskala	butanol ækviva- lenter mg/m ³	101	131	56,7	90,0	67,0
Triangel	fortyndingsgrad	31,1	9,5	10,7	50,1	51,3
Spørgeskema	lugtstyrke	69,1	62,0	37,32	22,8	31,88
Irritationsgener	mm	10,4	2,0	0,0	0,66	0,0
Forsøgstid	dage	-7 7	56 96	102 121	124 224	231 238
FID ækvivalent Toluen	mg/m ³	<0,005 0,123	0,014 0,015	<0,005 <0,005	0,0086 0,0123	0,0098 0,0086

Tabel 10. Materialealderens betydning for afgangningen fra materialet Gulvlim. (Prøvestand nr. 4, materiale nr. 4)

	Enhed	I		II		III		IV		V	
Forsøgstid	dage	2		51		88		128		222	
Kulrørsmåling: koncentration antal	mg/m ³	834		10,3		5,13		3,86		1,50	
	stk.	22		19		17		14		12	
Referenceskala	Butanol ækvivalenter mg/m ³	368		144		186		166		84,2	
Triangel	fortyndingsgrad	145		15,8		16,6		55,0		53,7	
Spørgeskema	lugtstyrke	46,1		56,3		30,8		40,3		28,88	
Irritationsgener	mm	24,7		2,0		1,7		3,8		0,0	
Forsøgsstid	dage	-7	7	56	96	102	121	124	224	231	238
FID ækvivalent Toluen	mg/m ³	0,03	61,9	1,61	-	1,05	0,99	0	0	0,43	0,40

Tabel 11. Materialealderens betydning for afgangningen fra materialet gipskartonplade. (Prøvestand nr. 5, materiale nr. 5).

	Enhed	I		II		III		IV		V	
Forsøgstid	dage	2		51		88		128		222	
Kulrørsmåling: koncentration antal	mg/m ³	0,38		0,01		0,05		0		0	
	stk.	5		1		2		0		0	
Referenceskala	Butanol ækvivalenter mg/m ³	49,7		27,8		31,9		33,0		21,0	
Triangel	fortyndingsgrad	49		15		18		49		35	
Spørgeskema	lugtstyrke	19		31		31		16		32	
Irritationsgener	mm	3,4		0,0		0,7		0,0		1,0	
Forsøgsstid	dage	-7	7	56	96	102	121	124	224	231	238
FID ækvivalent Toluen	mg/m ³	<0,005	0,113	0,00	0,018	0	0	0	0	0	0

Litteraturliste

1. Mølhave, L., Andersen, I., Lundquist, G.R., Nielsen, P.A., Nielsen, A.
Afgasning fra byggematerialer, forekomst og hygiejnisk vurdering,
SBI-rapport 137, Statens Byggeforskningsinstitut, Hørsholm 1982.
2. Mølhave, L.
Indoor air pollution due to gasses and vapours of solvents in building
materials. Environmental International, Vol. 8 (1982), p. 117-127.
3. Mølhave, L., Møller, J.
The atmosphere environment in modern Danish dwellings - Measurements
in 39 flats, p. 171-186 in: Edit. Fanger and Valbjørn. Proceedings of
of the first international indoor climate symposium, National Building
Research Institute, Copenhagen 1978.
4. Mølhave, L.
Kulrørsmetoden til måling af organiske gasser og dampe i luftprøver.
Licentiatafhandling, Hygiejnisk Institut, Århus Universitet 1983.
5. Guidelines for Selection and Training of Sensory Panel Members.
ASTM-STP. 758.
American Society for Testing and Materials, Philadelphia, USA 1982.
6. Mølhave, L.
Anvendelse af lugtesansen til måling af lugte.
Miljøprojekt No. 20, Miljøstyrelsen, København 1980.
7. Dravnieks, A., Mølhave, L.
Odor Intensity from odor profiles, in: Proc. of Annual APCA Meeting,
Atlanta 19.6.1983: Current development in odor technology.
8. Bortoli, M.de, Knöppel, H., Mølhave, L., Seifert, B., Ulrich, D.
Interlaboratory comparison of pasive samplers for organic vapours with
respect to their applicability to indoor air monitoring: A pilot study.
Preprint EUR 9450 EN Joint Research Centre Ispa, Italy 1984.
9. Bendix Corp.
Bendix model 8401, Totalhydrocarbon analyzer, operation and service
manual, B 1824 TN, 1974
Bendix Corporation, Process Instruments Division, Post office drawer
477, Ron Ceverte, West Virginia 24970, USA.
10. Mølhave, L.
Forureningskomponenter fra byggematerialer, Material nyt No. 2:83,
p. 12-22, 1984.
11. NKB
Inomhusklimat,
NKB-Rapport nr. 40.
Den nordiske komité for bygningsbestemmelser, Byggestyrelsen, 1981.
12. Andersen I., Seedorff L., Skov A.
A strategy for reduction of Toxic indoor Emissions. Environmental
International, 8, 11-16, 1982.
13. Mølhave, L., Bach, Bodil.
Indeklimagener og luftforurening med flygtige organiske forbindelser.
Ugeskrift for Læger 147/49, 4032-36, 1985.

I denne SBI-rapport beskrives en undersøgelse af anvendeligheden af en række metoder til bestemmelse af organiske gasser og luftarter, som kan afgives fra byggematerialer. Til rutinemålinger foreslås anvendt en flammeionisationsdetektor (FID) fremfor den dyrere og mere omstændelige måling med gaschromatografi – massespektrometri (GC-MS). Endvidere anbefales anvendelsen af en lugtvurderingsmetode baseret på en verbal beskrivelse af lugtintensiteten. Rapporten beskriver endvidere luftskiftets og materialealderens betydning for afgasningens størrelse fra 5 udvalgte byggematerialer.

