



LUND UNIVERSITY

Emissioner från byggnadsmaterial

Johansson, Erik

1994

[Link to publication](#)

Citation for published version (APA):

Johansson, E. (1994). *Emissioner från byggnadsmaterial*. (Rapport TVBM; Vol. 3062). Avd Byggnadsmaterial, Lunds tekniska högskola.

Total number of authors:

1

General rights

Unless other specific re-use rights are stated the following general rights apply:

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

Read more about Creative commons licenses: <https://creativecommons.org/licenses/>

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

LUND UNIVERSITY

PO Box 117
221 00 Lund
+46 46-222 00 00



AVDELNINGEN FÖR BYGGNADSMATERIAL
LUNDS TEKNISKA HÖGSKOLA

Emissioner från byggnadsmaterial

Erik Johansson

CODEN: LUTVDG/(TVBM-3062)/1-52/1994

ISSN 0348-7911

Emissioner från byggnadsmaterial

Emissions from Building Materials

Erik Johansson

Förord

Denna rapport har utarbetats inom ramen för ett forskarutbildningsstipendium vilket erhöles 1993 från Svenska Byggbranschens Utvecklingsfond (SBUF).

Jag vill rikta ett stort tack till Göran Fagerlund, Olle Peterson och Göran Hedenblad vid avd Byggnadsmaterial, LTH, som alla lämnat värdefulla synpunkter på rapportens innehåll. Tack också till Britt Andersson som ritat figurerna.

Lund, augusti 1994

Erik Johansson

Innehåll

Sammanfattning	5
Summary	7
1. Inledning	9
1.1 Problem	9
1.2 Syfte	12
1.3 Genomförande	12
2. Emissioner i byggnader	12
2.1 Olika typer av emissioner	13
2.2 Ventilationens inverkan på emissioner	17
2.3 Emissioners inverkan på hälsan	19
3. Mätning och analys av kemisk emission	21
3.1 Adsorptionsmedia	21
3.2 Mätning av emissioner i rumsluft	22
3.3 Mätning av emissioner från enskilda material	22
3.4 Analys av kemisk emission	27
4. Emissioner från byggnadsmaterial	30
4.1 Gränsvärden och emissionsredovisning	30
4.2 Exempel på emissioner från byggnadsmaterial	32
5. Problem med sjuka hus och emissioner i andra länder	39
6. Kombinerad fukt- och emissionsforskning	40
6.1 Fuktens inverkan på emissioner	40
6.2 Bestämning av kritiska fukttillstånd	41
6.3 Fuktdimensionering	43
7. Förslag till fortsatta studier	44
Referenser	46
Bilaga: Institutioner i Sverige och utomlands som forskar om emissioner	51

Sammanfattning

Under de senaste årtiondena har antalet sjuka hus och antalet allergiker ökat kraftigt i Sverige och andra västländer.

Orsaken till sjuka hus anses vara låg luftomsättning i kombination med föroreningar i inomhusluften. Den låga luftomsättningen är en följd av energisparåtgärder som ökad täthet och mindre ventilation. I över hälften av bostadsbeståndet uppskattas ventilationen vara lägre än normens krav. Speciellt oroande är den låga ventilation som rapporteras från barnomsorgslokaler och skolor, då barn har visat sig lättare bli allergiska än vuxna. Föroreningskällor inomhus utgörs av uteluft, byggnadsmaterial, inredning, kontorsmaskiner, mänskliga aktiviteter m m. Vad gäller byggnadsmaterial har en mängd nya material introducerats de senaste årtiondena.

Det finns en stark koppling mellan sjuka hus och fuktproblem. Många av fuktproblemen härstammar från nya byggnadstekniker som fick ökad användning fr o m 1960-talet, t ex golv på mark och platta tak. Vidare har byggprocessen rationaliserats för att minska byggtiden. Detta har skapat problem med byggfukt.

I inomhusluft är halterna av föroreningar oftast högre än utomhus. Detta faktum, samt det faktum att man idag vistas inomhus mer än 90% av tiden, gör att man är övertygad om att inomhusmiljön har stor inverkan på uppkomsten av allergier. Den dominerande gruppen av emitterade ämnen inomhus är flyktiga organiska ämnen (VOC). Flera hundra VOC har identifierats, men halterna i svenska bostäder är i regel låga (i genomsnitt 400–500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Halterna av formaldehyd, vilket avges från flera byggnads- och inredningsmaterial, är i svenska byggnader numera normalt mycket låga (lägre än 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Mögel, vilket är allergiframkallande och kan ge upphov till besvärande lukt, är vanligt förekommande i fuktskadade hus. Husdammskvalster, vilka är starkt allergiframkallande, har blivit allt vanligare i svenska bostäder. Kvalstren har gynnats av en högre fuktighet inomhus till följd av ökad täthet och minskad ventilation. Ventilationsanläggningar har visat sig kunna fungera som källa och spridare av föroreningar. Orsaken är smuts och mikrobiell tillväxt i filter och ventilationskanaler.

Det finns en mängd olika sätt att mäta emissioner. I rapporten beskrivs de vanligaste metoderna för att mäta emissioner, såväl i rumsluft som från enskilda material. Ett problem idag är att olika mättekniker tillämpas vilket medför att resultat från olika laboratorier är svåra att jämföra med varandra.

Byggnadsmaterial är intressanta ur emissionssynpunkt eftersom de ofta ingår i byggnadsdelar med stor exponeringsyta såsom golv, väggar och tak. Med undantag av formaldehydavgivning från spånskivor finns ännu inga gränsvärden vad gäller emitterade ämnen från byggnadsmaterial. Det finns heller inga krav på emissionsredovisning av byggnadsmaterial.

Byggnadsmaterial har normalt låg egenemission. Under påverkan av fukt och av andra material kan emissionerna emellertid bli betydande. De problem som uppstått genom åren är begränsade till några få material och materialkombinationer.

PVC-mattor har visat sig kunna avge 2-etylhexanol (en illaluktande alkohol) när de limmas mot underlag med hög fuktighet och hög alkalitet. 2-etylhexanolen bildas vid nedbrytning av mjukgöraren i PVC-mattan.

Linoleummattor avger vid våtstädning ett flertal kemiska ämnen vilka medför en obehaglig lukt.

Flytspackel, baserat på portlandcement och kasein (förekom 1977–83), som utsätts för hög relativ fuktighet kan ge upphov till bildande av ammoniak samt rå unken lukt. Ammoniakavgivningen kan ge upphov till mörkfärgning av ekparkett och korkgolv. Flytspackel utan kasein har inte orsakat några problem.

Trä kan angripas av mögel vid hög relativ fuktighet. Mögelpåväxt på trä är särskilt vanligt i konstruktioner med hög fuktbelastning, t ex krypgrunder.

Spånskivor m fl limmade träprodukter, vilka även är vanliga i möbler och inredningar, blev uppmärksammade på 1970-talet då de befanns avge höga halter av formaldehyd. Tack vare bättre produktionskontroll avger dagens spånskivor endast låga halter av formaldehyd.

Mineralull som utsätts för fukt kan lukta illa och medföra förhöjda halter av bl a aldehyder. De senare bildas troligen vid mikrobiell tillväxt i den mineralolja som tillsätts för att minska dammbildningen.

Färger, lacker o dyl var fram till 1970-talet i regel lösningsmedelsbaserade. Av arbetsmiljöskäl har man idag övergått till vattenbaserade produkter. Dessa har betydligt lägre emissioner, men emissionernas avklingningstid är betydligt längre. De nya produkterna är alltså bra ur arbetsmiljösynpunkt, men kan vara sämre för de boende.

Då de flesta problem med emissioner från byggnadsmaterial och byggnadskonstruktioner hänger samman med fukt är det av stort intresse att undersöka vid vilket fuktillstånd problemen uppträder. Det finns ett stort behov av att ta fram dessa *kritiska fuktillstånd* för byggnadsmaterial och byggnadskonstruktioner. Exempel på konstruktioner vars kritiska fuktillstånd är speciellt intressanta är golvbeläggningar på betongbjälklag och den traditionella träregelväggen. Kännedom om de kritiska fuktillstånden kan möjliggöra dimensionering av en konstruktion med avseende på fukt.

I framtida forskningsprojekt borde tvärvetenskapliga band knytas mellan byggnadstekniker, medicinare, kemister m fl. Syftet för en sådan forskning borde vara att undersöka kopplingen mellan emissioner och symptom för att därefter kunna bestämma *gränsvärden* för kemisk emission från såväl enskilda byggnadsmaterial som sammansatta konstruktioner.

Summary

During the last decades the number of sick buildings and the number of people with allergies have increased rapidly in Sweden and other Western countries.

The reason why buildings become 'sick' is believed to be low air exchange rate combined with pollution of the indoor air. The low air exchange rate is due to energy-saving measures like tightened buildings and reduced ventilation. In more than half of the Swedish dwellings the ventilation is estimated to be lower than the requirements of the building code. The low ventilation rates reported from nurseries and schools are specially alarming since children easier than adults become allergic. The sources of indoor air pollutants are outdoor air, building materials, furniture, human activities etc.

In Sweden, there has been found a strong link between sick buildings and moisture problems. Many of today's moisture problems originate from new construction techniques introduced in the 1960's, e.g. slab on the ground and flat roofs. Furthermore, the construction process has been rationalised in order to shorten the construction time. This has created problems with built-in moisture in the constructions.

The concentrations of pollutants are normally higher in the indoor air than in the outdoor air. Added the fact that people stay indoors more than 90% of their time, it is believed that the indoor environment has an effect on the increasing number of people with allergies. Most of the chemical emission indoors consists of volatile organic compounds (VOC's). Several hundreds of VOC's have been identified, but the concentrations in Swedish dwellings are normally low (typically 400–500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). The concentrations of formaldehyde are nowadays normally very low in Swedish dwellings (lower than 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Mould, which can cause allergic reactions as well as unpleasant odour, is common in buildings having moisture damages. Dust mites, which are strongly allergy-forming, are becoming more common in Swedish dwellings. The reason is high humidity indoors due to increased air-tightness and reduced ventilation. The ventilation equipment itself can cause pollution of the indoor air as a result of microbial growth in filters and ventilating ducts.

There are many different ways to measure emissions. In the report the most common methods to measure indoor air pollution as well as emissions directly from material surfaces are described.

Emissions from building materials have a special interest as these materials are often used in building components with large surfaces like floors, walls and ceilings. Except for formaldehyde emission from chip boards, there are yet no definition of the maximum emissions allowed from building materials in Sweden. Nor are there requirements on the declaration of emissions from building materials.

Under dry conditions, building material emission is normally low. However, when exposed to moisture the emissions can be considerable. Problems in Sweden with emissions from building materials have been limited to a few materials and material combinations.

Emission of 2-ethylhexanol (an odorous alcohol) is common from vinyl floorings when glued to damp concrete. The high humidity and alkalinity of the concrete can cause degradation of the plasticizer in the vinyl flooring which results in the release of 2-ethylhexanol.

When washed with water, linoleum floor coverings often emit a number of chemical compounds with unpleasant odour.

Self-leveling compounds based on Portland cement and casein (which existed in Sweden 1977-83) can, when the relative humidity in the material exceeds 75%, create ammonia as well as musty smell. The emissions of ammonia can cause staining of oak parquet and cork floorings. Self-leveling compounds without casein has not caused any problems.

Wood can be attacked by mould when the relative humidity is high. In Sweden, mould growth on wood is particularly common in crawl-space foundations.

Already in the 1970's, chip boards, which are used in building components, fittings and furniture, were found to release large amounts of formaldehyde. Today, emission of formaldehyde from these boards is no longer a problem due to improved production control.

Damp mineral wool can cause unpleasant smells and emissions of aldehydes. The reason could be microbial growth in the mineral oil that is used to make mineral wool dust proof.

Paints, lacquer etc were formerly based on solvents. Nowadays water-based products are being used to improve the working environment. The new products are not releasing as much as the old ones but the emissions stay in the buildings for a longer time. Thus, the new products are good for the working environment, but might be worse for the inhabitants.

As most of the problems with chemical emissions from building materials are related to moisture, it would be interesting to examine at what moisture conditions problems arise. There is a great need to define the so-called *critical moisture conditions* for different building materials and constructions. In Sweden, constructions of special interest are flooring materials on concrete floors and cavity walls with wooden framework. Knowing the critical moisture conditions, it will be possible to design constructions with respect to moisture.

In future research projects, interdisciplinary connections should be established between building engineers, doctors, chemists and others. The object of such research should be to examine the links between chemical emission and allergic reactions in order to define the maximum chemical emission from building materials as well as whole constructions that can be accepted.

1. Inledning

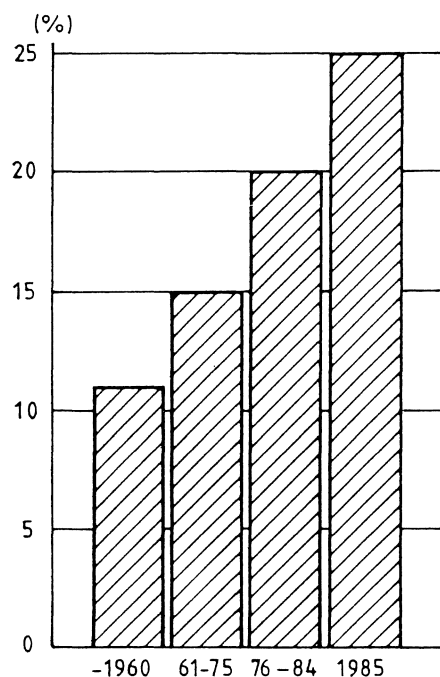
1.1 Problem

Sjuka hus

Andelen sjuka hus har ökat kraftigt i Sverige sedan 1960-talet. Sjuka hus definieras som byggnader vilka framkallar någon form av besvär – ofta kallade sjuka-hus-symptom – hos de som vistas i byggnaden. Besvären är relaterade till den sjuka byggnaden och försvinner normalt efter en tids vistelse i frisk miljö. Vanliga symptom på sjuka hus är onaturlig trötthet, slemhinnebesvär, huvudvärk, luftvägsirritationer och hudbesvär. Boende i sjuka hus klagar ofta på att luften är torr. Mätningar visar dock att luften sällan är så torr att man kan känna det, varför upplevelsen kan bero på att luften är förorenad.

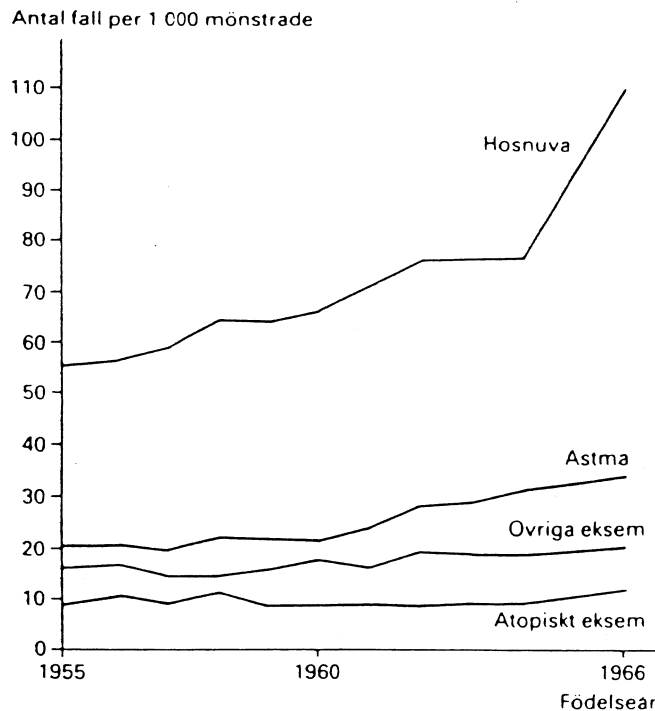
Långvarig vistelse i sjuka hus antas också kunna ge upphov till allergier.

Undersökningar (Engvall och Norrby, 1992) tyder på att *en fjärdedel* av alla nybyggda flerbostadshus upplevs som sjuka (figur 1.1). Många barnomsorgslokaler och skolor har också klassats som sjuka.



Figur 1.1. Andelen "sjuka" flerbostadshus i Stockholm fördelade på byggår. (Engvall och Norrby, 1992)

Figure 1.1. The percentage of "sick" apartment blocks in Stockholm for different years of construction. (Engvall och Norrby, 1992)



Figur 1.2. Förekomsten av allergiska sjukdomar (hösnuva, astma, eksem) hos mänstrande födda mellan 1955 och 1966. (Socialdepartementet, 1989)

Figure 1.2. The increasing prevalence of hayfever, asthma and eczema for Swedish men born between 1955 and 1966 at the age of 17 (number of cases per 1 000). (Socialdepartementet, 1989)

Fenomenet sjuka hus – eller *Sick Building Syndrome, SBS* – är ett internationellt problem. Problemen har dock varit störst i Nordeuropa och i Nordamerika.

Allergier

Allergier ökar snabbt i Sverige. Det är framförallt barn som drabbas; minst ett barn av tre har eller har haft problem med allergi eller överkänslighet. Bland vuxna beräknas ca en fjärdedel ha någon form av allergi (Socialdepartementet, 1989).

Allergierna medför stora problem för de individer de drabbar. Varje år dör t ex 1 200 personer direkt eller indirekt av astma (Socialdepartementet, 1989), vilket är fler än antalet omkomna i trafiken. Allergierna medför också stora kostnader för samhället; enligt en färsk undersökning kostar allergierna över fem miljarder kronor varje år (Persson et al, 1994).

Allergi är överkänslighetsreaktioner som orsakas av immunologiska mekanismer. Risken för att utveckla allergi är stor om det i omgivningen

finns stora mängder allergen¹ som irriterar luftvägar eller hud. Är däremot omgivningen fri från allergen och irriteranter är sannolikheten för att utveckla allergi liten. Barn är känsligare än vuxna och blir därmed lättare allergiska då de utsätts för allergen. 20-50% av befolkningen har ärftlig benägenhet för att utveckla allergi (Socialdepartementet, 1989).

I Sverige uppehåller sig folk inomhus – i bostaden, i kontor, i fabriker, i skolor, på daghem o dyl – mer än 90% av tiden. I inomhusluft har också uppmätts betydligt högre halter av föroreningar än utomhus. Detta gör att man är övertygad om att inomhusmiljön spelar en väl så stor roll som utomhusmiljön när det gäller uppkomst av allergier. Det har bl a visat sig att barn som tillbringat en stor del av sin första tid inomhus är mer benägna att utveckla allergi (Socialdepartementet, 1989).

Orsaken till sjuka hus

Orsaken till sjuka hus anses vara låg luftomsättning, ofta i kombination med att byggnadsmaterial och inredning avger påtagliga mängder kemiska ämnen till inomhusluften. Fukt har en avgörande betydelse; en stor andel sjuka hus har någon form av fuktproblem.

Såväl flerbostads- som småhusbyggandet rationaliserades på 1960-talet. Utvecklingen av nya bygg- och inredningsmaterial – framförallt ytmaterial – var omfattande. Tidigare hade byggandet dominerats av tegel, trä, betong och natursten samt i mindre mängd gips, linoleum och papp. Vanliga golvmaterial var trä, linoleum och keramiska material. Exempel på material som införts efter 1960 är plastlister, plasttapeter, nya lim och målarfärger, träfiberskivor, PVC-mattor, heltäckningsmattor samt (kaseinhaltigt) flytspackel (introducerat 1977). Användningen av gipsskivor och olika värmeisoleringsmaterial (mineralull och cellplast) har också ökat kraftigt efter 1960. Dessa till stor del obeprövade material fick en omfattande användning i och med miljonprogrammet (1965–1974). Miljonprogrammets bostäder utgjorde 1990 en fjärdedel av det totala bostadsbeståndet.

Förr kunde det ta flera år att bygga ett hus och husen gavs normalt gott om tid att torka ut innan man flyttade in. Rationaliseringar av byggprocessen innebar bl a att byggtiden kortades vilket lett till problem med s k byggfukt, d v s fukt som byggs in i byggnaden. Nya byggnadstekniker som golv på mark och platta tak har orsakat många fuktproblem. I hus med kryprum förekommer så gott som alltid mögel och mögellukt har i många fall trängt in i byggnaderna.

Som en följd av oljekrisen i början på 1970-talet startades ett program i Sverige som syftade till att minska energiåtgången med 30% över en tioårsperiod. Åtgärderna var ökad täthet, värmeåtervinning i

¹Allergen är ämnen som, om de förekommer i riklig mängd, kan framkalla allergier. De mest kända allergenerna tillhör grupperna pollen, pälsdjur, dammkvalster, mögel samt kemiska ämnen från tillverkade produkter och födoämnen.

ventilationssystem, reducerade luftomsättningar m m. Enligt Allergiutredningen (Socialdepartementet, 1989) lyckades man väl med tätningståtgärderna men sämre med klimat- och installationstekniken. Då man satte upp krav på bl a luftflöden togs liten hänsyn till hälsokonsekvenserna, vilket ledde till underdimensionering av installationer. En bidragande orsak till att ventilationssystemen ej fungerat tillfredsställande är bristande underhåll.

1.2 Syfte

Syftet med rapporten är att översiktligt belysa kunskapsläget rörande emissioner som härrör från byggnadsmaterial. Några aktuella problem behandlas i rapporten. Syftet är också att beröra olika typer av emissioner som kan förekomma i en byggnad samt att beskriva principerna för hur man mäter emissioner.

I rapporten tas ej upp arbetsmiljöaspekter, d v s emissioner som uppkommer vid tillverkning eller applicering av materialen.

1.3 Genomförande

Rapporten är baserad på litteraturstudier, framförallt över vad som skrivits de senaste åren, samt på studiebesök vid forskningsinstitut som forskar om emissioner, såväl inom Sverige som inom EG. De besökta instituten är Sveriges provnings- och forskningsinstitut (SP), Chalmers tekniska högskola, Statens Byggeforskningsinstitut (SBI), Danmark, Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB), Frankrike, och Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA), Schweiz.

2. Emissioner i byggnader

Källorna till emissioner inomhus är många. De vanligaste är mark, uteluft, byggnadsmaterial, inredning, damm, installationer, levande varelser samt aktiviteter som matlagning, städning, rökning m m. Emissionerna kan uppträda såväl som partiklar (t ex damm) som i gasform (oorganiska och organiska gaser).

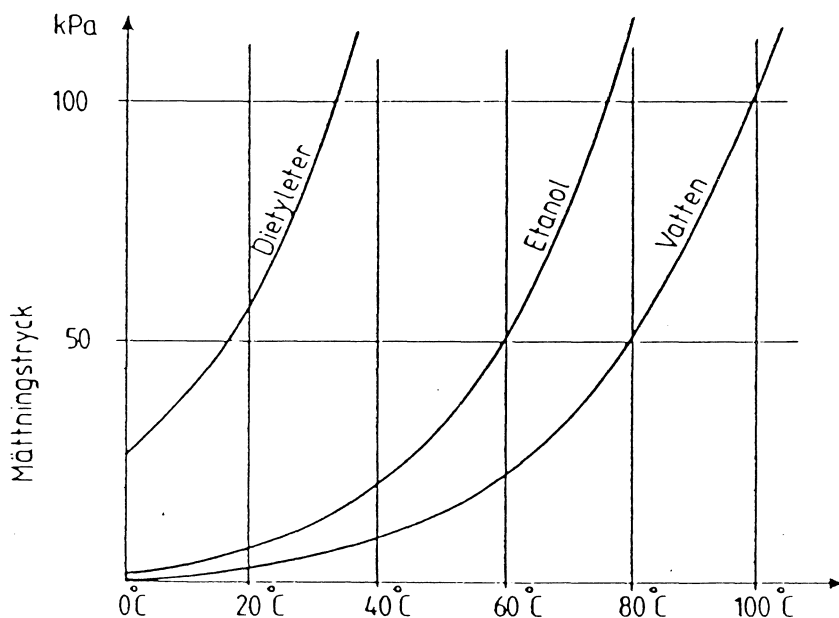
Emissionerna blir större vid ökad temperatur och ökad luftfuktighet. Även mänskliga aktiviteter påverkar emissionernas storlek. Vid en jämförelse under likvärdiga förhållanden mellan ett obebott och ett bebott kedjehus (Gustafsson, 1990) visade sig det bebodda huset ha högre halter av flyktiga organiska ämnen.

2.1 Olika typer av emissioner

Flyktiga organiska ämnen (VOC)

De flesta emitterande ämnen tillhör gruppen flyktiga organiska ämnen (på engelska *volatile organic compounds, VOC*). I inomhusluft har man funnit flera hundra flyktiga organiska ämnen. I svenska bostäder har genomsnittliga halter på 310 mikrogram (μg) per m^3 luft (småhus) och 460 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (flerbostadshus) uppmätts (Stridh et al, 1993). Halterna inomhus är normalt betydligt högre än utomhus. Efter nyrenovering eller ommålning kan halterna dessutom bli upp till 100 gånger högre än normalt.

Mättnadsångtrycket kan användas som ett mått på ett ämnes flyktighet. Ju högre mättnadsångtrycket är vid en given temperatur desto flyktigare är ämnet. Mättnadsångtrycket vid rumstemperatur är ofta inte känt, men med kännedom om ämnets kokpunkt kan ämnets flyktighet uppskattas. Kokpunkten definieras som den temperatur då ämnets ångtryck motsvarar atmosfärstrycket (ca 100 kPa). (Gustafsson, 1990)



Figur 2.1. Flyktigheten för dietyleter, etanol och vatten vid olika ångtryck och temperatur. Som synes är mättnadsångtrycket starkt beroende av temperaturen. (Gustafsson, 1990 och 1992)

Figure 2.1. The volatilities of diethyl ether, ethanol and water. The saturation vapour pressure is strongly dependent on temperature. (Gustafsson, 1990 and 1992)

Beteckning	beskrivning	kokpunkt (kp)
VVOC	Mycket lättflyktiga organiska ämnen <i>Very volatile organic compounds</i>	$kp \leq 50-100^{\circ}\text{C}$
VOC	Lättflyktiga organiska ämnen <i>Volatile organic compounds</i>	$50-100^{\circ}\text{C} \leq kp \leq 240-260^{\circ}\text{C}$
SVOC	Måttligt flyktiga organiska ämnen <i>Semi-volatile organic compounds</i>	$240-260^{\circ}\text{C} \leq kp \leq 380-400^{\circ}\text{C}$

Tabell 2.1. Klassificering av flyktiga organiska ämnen (VOC). (WHO, 1989)

Table 2.1. Classification of volatile organic compounds (VOC). Approximative intervals for boiling points (kp) are given. (WHO, 1989)

Generellt gäller att ju lägre kokpunkt ett ämne har desto flyktigare är det. Ämnen med stor molekylvikt avger dock större massa per tidsenhet än ämnen med liten molekylvikt vid en given flyktighet.

Flyktiga organiska ämnen delas in i olika grupper beroende på flyktighet (tabell 2.1). Utöver dessa grupper finns en klass av organiska ämnen som inte är särskilt flyktiga men som förekommer adsorberade på partiklar (t ex damm). Dessa ämnen kallas POM (particulate organic matter) och har kokpunkter över $380-400^{\circ}\text{C}$.

Ofta mäts den "totala" halten flyktiga organiska ämnen kallad TVOC (Total VOC), se avsnitt 3.1.

I inomhusluft förekommer alltid luftburna mikroorganismer i form av sporer och bakterieceller. Halten kan öka kraftigt om mikrobiell växt förekommer på byggnadsmaterial, i luftfuktare e dyl. Dessa mikroorganismer kan avge flyktiga organiska ämnen av vilka flera kan ta sig igenom tätskikt, t ex diffusionsspärrar (Sundell, 1993).

Damm

Damm i sig självt utgör ett problem för vissa allergiker. Damm kan också fungera som bärare av kemiska ämnen. Detta skulle kunna förklara varför man vid emissionsmätningar påträffat relativt svårflyktiga organiska ämnen (SVOC) såsom dibutylftalat, 2,2,4-trimetyl-pentan-1,3-diol-di-iso-butyrat (TXIB) och polyklorerade bifenyler (PCB) (Gustafsson, 1990).

Damm har också visat sig kunna innehålla alger, vilka är sporbildande och kan ge upphov till allergier (Socialdepartementet, 1989). Alger trivs i fuktig miljö.

Formaldehyd, ammoniak, koldioxid

Formaldehyd är en färglös gas. Löst i vatten kallas den formalin. Formaldehyd förekommer bl a i byggnadsmaterial och möbler och är ett av de vanligaste emitterade ämnena i byggnader. Formaldehyd kan bl a ge upphov till irritationer i ögon och luftvägar. För känsliga personer kan ögonirritationer inträffa redan vid koncentrationer i luften på 50 µg/m³, men normalt krävs betydligt högre halter för att människan ska reagera (Stridh, 1990). Det internationella riktvärdet för avgivning av formaldehyd till inomhusmiljön är, enligt WHO, 100 µg/m³, medan det svenska riktvärdet, enligt Socialstyrelsen, är 250 µg/m³. Uppmätta medelvärden för svenska byggnader ligger klart under 100 µg/m³ (Sundell och Kjellman, 1993).

Ammoniak är en icke-organisk gas som kan avgas från vissa byggnadsmaterial. Den löses lätt i vatten varvid lösningen får högt pH-värde och kan bli frätande. Utläckande ammoniak kan därför skada slemhinnor, t ex andningsvägar och ögon. Den karakteriseras av en stickande lukt.

Koldioxid är i hög koncentration kvävande men är egentligen inte giftig. Den tillförs luften via utandningsluften. God luftkvalitet inomhus kännetecknas av en koldioxidhalt lägre än 1 000 ppm (parts per million) (Boverket, 1994). I konferens- och klassrum kan halterna dock uppgå till 1 500–2 000 ppm vid dålig ventilation (Socialdepartementet, 1989). Normala halter av koldioxid utomhus är 300–400 ppm.

Radon

Radon är en lukt- och färglös ädelgas, vilken bildas vid sönderfall av radium. Radon i sin tur sönderfaller i radondöttrar vilka lätt fastnar på dammpartiklar, vattenmolekyler i luften och ytmaterial. Vid inandning kommer de radioaktiva radondöttrarna ner i lungorna och vid lång exponering finns risk för lungcancer.

Sverige har mycket radonrik mark. I byggnader på sådan mark kan radongas sugas in på g a undertryck inomhus. Även stenbaserade byggnadsmaterial innehåller radon, men i försumbara halter. Ett undantag utgör emellertid den s k blå lättbetongen, se vidare kapitel 3. Den blå lättbetongen tillverkades mellan 1929 och 1975 och användes i stor omfattning i miljonprogrammets bostäder.

En alltför hög radonhalt inomhus åtgärdas med ventilation.

Gränsvärdet för radongashalt i hus byggda fr o m 1994 är 200 Becquerel per m³ luft (Bq/m³). (Detta motsvarar en *radondotterhalt*, den tidigare använda enheten, på 80 Bq/m³). I hus byggda mellan 1981 och 1993 betraktades en radondotterhalt på 200 Bq/m³ som sanitär olägenhet (Boverket, 1994). En färsk undersökning visar att det senare gränsvärdet överskridits i 70–120 000 småhus och 20–80 000 lägenheter (SIB, 1993).

Åsikterna om radongasens farlighet går isär. En del bedömer radonet i bostäder som helt ofarligt medan andra menar att antalet lungcancerfall per år orsakade av radon är ca 900 (Fridén, 1993).

Mögel

Mögelsvampar är kända för att framkalla ämnen med en besvärande lukt. Mögel kan även orsaka allergier, irritation m m (Nevander och Elmarsson, 1991). De normala halter av mögelsporer som finns i utomhusluft medför inga risker om man är frisk. I kliniska studier har man heller inte funnit något klart samband mellan vistelse i mögelskadade byggnader och sjukdomssymptom. Sjuka hussymtom är dock vanligare vid höga halter av mögelsporer (Socialdepartementet, 1989).

Mögelskadorna började uppträda på allvar först när småhusbyggandet tog fart på 1970-talet (Samuelson, 1986). Problemen har främst uppträtt i hus med golv på mark eller krypgrund ("torpargrund"). Den viktigaste orsaken till problemen anses vara täta hus i kombination med fukt. Fukten har trängt in i byggnaderna underifrån eller kommit från byggfukt. En bidragande orsak är att dagens trä anses ha dålig resistens mot mögel.

Antalet arter av mögelsvampar är mycket stort. Olika arter trivs vid olika temperatur- och fuktförhållanden. En schematisk figur över sannolikheten för mögeltillväxt på trä som funktion av temperatur och relativ fuktighet visas i figur 4.1. Observera att kurvorna är *mycket* osäkra, framförallt för lägre temperaturer (Nevander och Elmarsson, 1991).

Kvalster

Husdammskvalster är små spindeldjur som livnär sig på människans hudavlagringar. Kvalstrens närvaro verkar starkt allergiframkallande.

Husdammskvalster är beroende av fuktig miljö för att kunna överleva. Vid rumstemperatur behöver de en relativ fuktighet på minst 45%. De tillväxer framförallt i sängar (madrasser, kuddar och täcken). De sprids från byggnad till byggnad genom människors kläder. De kan på detta sätt spridas även till skolor, kontor m m. Husdammskvalster är svåra att bli av med sedan de väl rotat sig.

Kvalster kan undvikas genom normenlig ventilation, d v s 0,35 l/s per m² golvarea. Förekomsten av kvalster kan även hållas nere genom städning och tvätt av sängkläder (kvalster dör vid temperaturer över 60°C) (Sundell och Kjellman, 1993).

I länder med varmt och fuktigt klimat är den vanligaste formen av allergi den mot kvalster. Under senare år har kvalster blivit allt vanligare i svenska bostäder. Detta förklaras av att byggnaderna blivit tätare, sämre ventilerade och därmed fuktigare. I Sverige har dammkvalstren spridits från Skåne och västkusten till de mellersta och norra delarna. I Mälarenregionen antas idag var fjärde bostad ha husdammskvalster (Sundell och Kjellman, 1993). I danska bostäder ökade mängden husdammskvalster 40 gånger under perioden 1977–

86 och samtidigt ökade de allergiska besvären med 3–5 gånger (Socialdepartementet, 1989).

2.2 Ventilationens inverkan på emissioner

Ventilationen har stor inverkan på luftföroreningar inomhus. Om luftomsättningen är låg kan förhållandevis låga emissioner ge upphov till höga koncentrationer av föroreningar. Om emissionskällan är mycket stark hjälper det dock inte med att öka ventilationen (Gustafsson, 1990). Det är därför bättre att använda lågemitterande material än att tro att man kan ventilera bort höga emissioner.

Luftväxling

Minimikravet på uteluftsflöde i bostäder är enligt Boverkets byggregler (Boverket, 1994) 0,35 l/s per m² golvarea. Vid en våningshöjd på 2,4 m motsvarar detta 0,52 luftomsättningar (oms) per h. Ofta uppfylls emellertid inte dessa krav på att ventilationen fungerar otillfredsställande. Nyligen utförda mätningar visar att i över hälften av bostadsbeståndet är ventilationen lägre än 0,35 l/sm² (SIB, 1993).

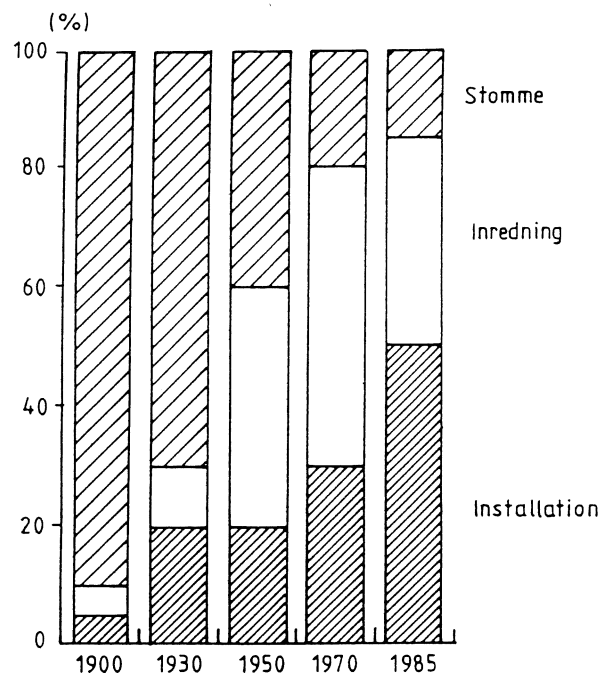
En icke fungerande ventilation innebär ytterligt låga luftomsättningar. I moderna, täta byggnader är den ofrivilliga ventilationen endast 0,1–0,2 oms/h. För äldre byggnader gäller 0,5–1,0 oms/h (Socialdepartementet, 1989).

För skolor och barnomsorgslokaler rekommenderas normalt 3 oms/h. Vissa kommuner kräver dock 5 oms/h (Kronvall, 1993). Många barnomsorgslokaler har dock dimensionerats för så låg luftväxling som 0,5 oms/h och ofta har inte ens detta uppfyllts. Vid en undersökning av såväl äldre som nyare skolor och förskolor i Malmö (Kronvall, 1993) visade sig den genomsnittliga ventilationen vara lägre än 1,5 oms/h.

De låga luftomsättningarna i dagens bostäder beror inte på att man minskat ventilationsanläggningarnas andel i byggnaderna. Denna har tvärtom ökat kraftigt på senare år (figur 2.2). Anledningen till den låga ventilationen är istället att ventilationsanläggningarna inte fungerat som de ska samt att man velat spara energi. Ofta saknas helt enkelt tekniska beskrivningar på ventilationsanordningar liksom drifts- och skötselinstruktioner. Installationsanläggningarna har också blivit alltmer komplicerade och bristande skötsel beror ibland på otillräcklig kompetens.

Emissioner från ventilationssystemet

Ett problem med ventilationssystem är att de kan fungera som källa och spridare av föroreningar.



Figur 2.2. Uppdelning av byggkostnader i installationer, inredning och stomme för olika byggår. (Engvall och Norrby, 1992)

Figure 2.2. Construction costs divided into installations, interior fittings and structure for different years of construction. (Engvall och Norrby, 1992)

Orsaken till detta kan vara bristande underhåll. Ventilationskanaler är i allmänhet svåra att rengöra. Filter är till för att stoppa partiklar men om de inte byts ut eller rensas i tid kan de komma att utgöra föroreningskällor.

Damm, som härrör från byggtiden eller från invändig isolering, och oljeemulsion, vilken härrör från tillverkningen av kanalerna, kan förekomma i ventilationskanaler. Vid närvaro av fukt kan därigenom mikroorganismer föröka sig i kanalerna (Sundell och Kjellman, 1993). Fukt i ventilationssystem är relativt vanligt förekommande och härrör från regninslag, kondensbildning och läckage. Tillväxten av mikroorganismer blir mer kontinuerlig vid närvaro av filter och invändig isolering, vilka utjämnar fuktvariationerna (Nyman och Sandström, 1991).

Enligt de nya byggreglerna (Boverket, 1994) måste ventilationskanaler och filter vara åtkomliga för rengöring respektive utbyte. Vidare får inte ventilationskanaler ha inre isolering som är oskyddad, och eventuell oljeemulsion måste avlägsnas.

I vissa fall kan ventilationsanläggningen ge upphov till spridning av föroreningar från ett rum till ett annat, så kallad medejektion (Nyman och Sandström, 1991).

För att spara energi har man ibland använt ventilationssystem där en del av den utventilerade luften blandats med tilluften – så kallad återluft. Problemet med återluftssystem, vilka är vanliga i kontorsfastigheter, är att föroreningar

återförs till byggnaden i stället för att ventileras bort. Numera tillåts återluft endast under vissa förutsättningar (Boverket, 1994). Bl a måste den återförda luften renas och återluft till sovrum är inte tillåten.

Även s k roterande värmväxlare kan återföra frånluft till tilluften om de är felkonstruerade (SP, 1993a).

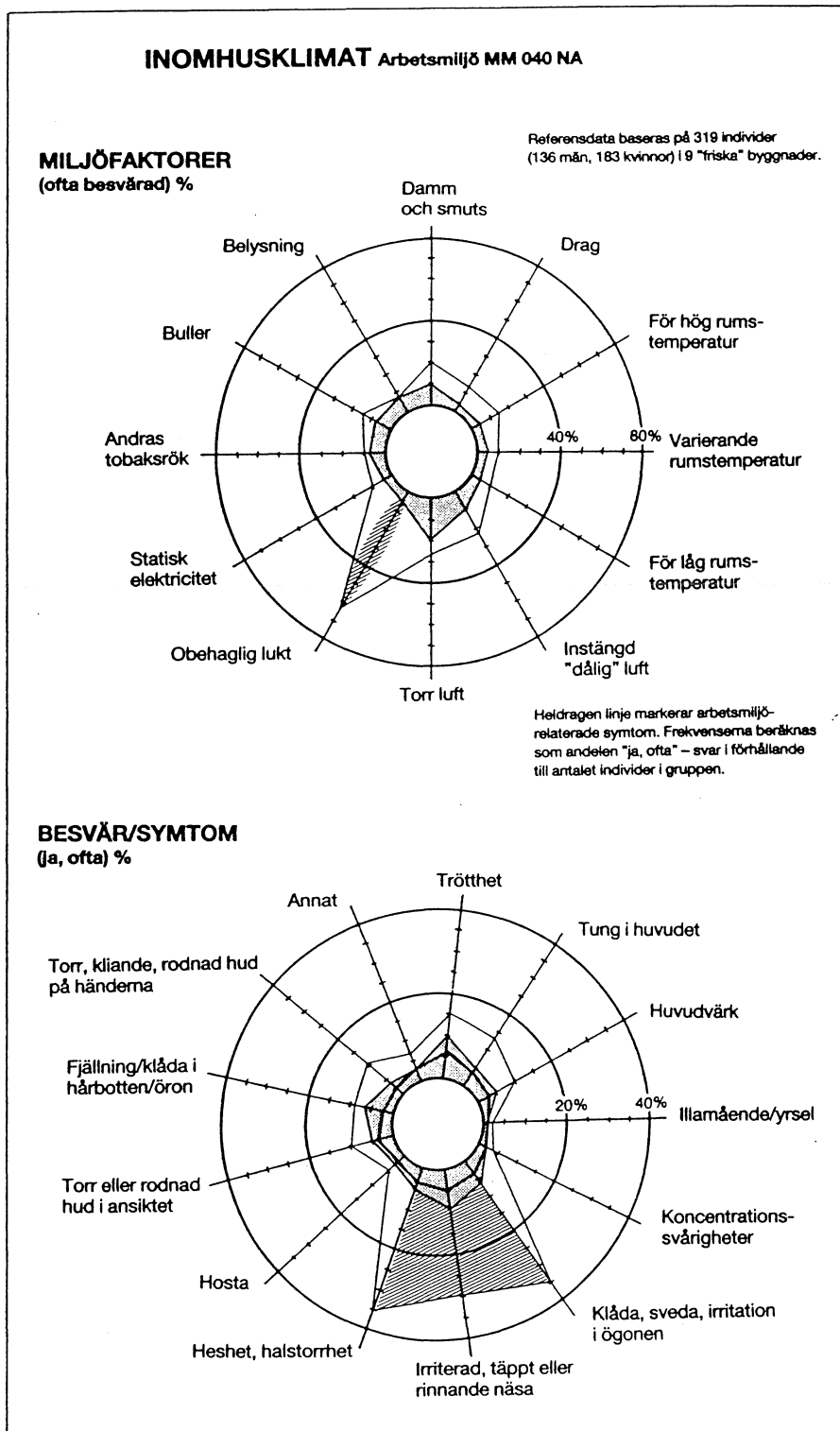
2.3 Emissioners inverkan på hälsan

Det är idag oklart hur emissioner inverkar på människors hälsa. Det hela försvåras av att olika människor reagerar olika på en viss halt av ett ämne beroende på att vi är olika känsliga. Det finns därmed ingen skarp gräns mellan ett sjukt och ett friskt hus när det gäller symptom; alla hus är mer eller mindre friska. Av de ämnen som man mäter vet man inte heller vilka som är farliga, man vet bara att vissa ämnen förekommer i hus som klassats som sjuka. Uppmätta halter av enskilda ämnen är i allmänhet låga, men det kan inte uteslutas att mångfalden av ämnen får konsekvenser. Eventuellt kan två eller flera ämnen samverka så att s k synergieffekter uppstår (Grahn Ahlbom, 1993).

Vid skadeutredningar av sjuka hus används i Sverige normalt en utfrågningsenkät som utarbetats vid Yrkesmedicinska kliniken vid Regionsjukhuset i Örebro (Socialdepartementet, 1989, Andersson och Stridh, 1990). I enkäten besvarar man dels vilka problem man upplever i inomhusmiljön, dels i vilken omfattning man drabbats av besvär som trötthet, huvudvärk, halstorrhet m m. Enkätresultatet redovisas grafiskt, se figur 2.3.

Enkätundersökningen kompletteras normalt med tekniska undersökningar. Enkätresultaten kan till viss del användas för att styra dessa undersökningar. Om t ex problemet i det sjuka huset varit obehaglig lukt kan de tekniska undersökningarna inriktas mot att söka efter fuktskador.

Vid mätningar av emissioner mäts ofta den "totala" halten av flyktiga organiska ämnen (TVOC). TVOC täcker in de flesta flyktiga organiska ämnena men inte alla, se avsnitt 3.1. I TVOC kan ingå såväl farliga som ofarliga ämnen och begreppet ger ingen uppfattning om det inbördes förhållandet mellan dessa. Vid provtagning med Tenax-adsorbent anger man ofta att det är ovanligt med problem för TVOC-halter under $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, medan TVOC-halter över $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oftast ger problem (Stridh, 1990).



Figur 2.3. Exempel på grafisk redovisning av enkätsvar från utfrågning om inomhusmiljön. (Andersson och Stridh, 1990)

Figure 2.3. Example of a graphic presentation of answers from questionnaires on indoor environment. The diagrams show the frequency of cases of odour, dry air, drought etc. (Andersson och Stridh, 1990)

Från flera undersökningar rapporteras emellertid att man inte hittar någon direkt koppling mellan TVOC inomhus och hälsobesvär (Sundell, 1993, Kronvall, 1993). I Malmö mättes nyligen TVOC i 74 förskolor och 48 skolor (Kronvall, 1993). Resultat från en enkätförfrågan enligt "Örebromodellen" visar att ca 30% besvarades av trötthet, ca 20% besvarades av huvudvärk och 15–20% hade problem med olika form av slemhinnebesvär. I såväl förskolor som skolor låg TVOC klart under 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ utom i undantagsfall.

För att utreda kopplingen mellan sjuka hus och hälsoeffekter krävs tvärvetenskapliga projekt med bl a byggnadsteknisk, kemisk och medicinsk expertis.

3. Mätning och analys av kemisk emission

3.1 Adsorptionsmedia

Mätning av kemisk emission kan ske på en mängd olika sätt. Med hjälp av olika adsorptionsmedia och detektorer kan de flesta kemiska ämnen påvisas och haltbestämmas. Alla kemiska ämnen kan dock inte analyseras samtidigt i ett och samma luftprov. Flyktiga organiska ämnen (VOC) samlas normalt upp på en adsorbent. Vid provtagning av ammoniak används däremot en sk absorptionslösning och för formaldehyd ett sk DNF-filter, vilket består av ett glasfiberfilter impregnerat med 2,4-dinitrofenylhydrazin.

För att detektera vilka ämnen som samlats upp och halterna av dessa måste adsorbenterna/lösningarna analyseras. Detta sker normalt med hjälp av gaskromatograf eller vätskekromatograf, se avsnitt 3.4.

Adsorbenter för uppsamling av flyktiga organiska ämnen kan bestå av t ex aktivt kol eller syntetiska polymerer. Syntetiska polymerer är oftast att föredra, men de har svårt att adsorbera lågmolekylära, organiska föreningar – d v s föreningar med få kolatomer, vilka normalt är mycket flyktiga. En adsorbent placeras normalt i ett rör av rostfritt stål eller glas.

Den mest använda syntetiska polymeren är idag Tenax. Totalhalten av flyktiga organiska ämnen (TVOC) definieras normalt som summan av de organiska ämnen som fastnar på Tenax-adsorbenten. De ämnen som adsorberas är i huvudsak de som har mellan 6 och 16 kolatomer, vilket motsvarar kokpunkter i intervallet ca 70–290°C (Ekstrand-Tobin, 1993). Värdet på TVOC är beroende av såväl mät- som analysmetod och kan därför

skifta mellan olika länder. Ett internationellt standardiseringsarbete pågår emellertid.

3.2 Mätning av emissioner i rumsluft

Halterna av kemiska ämnen i rumsluft anges normalt i enheten mikrogram per m³. Halten av kemiska ämnen i ett rum anges ibland även i ppm (parts per million). Enheten ppm är tvetydig då part kan avse antingen massa eller volym. Vid rumstemperatur (25°C och 1 bar) är sambandet mellan halterna i µg/m³ och ppm (volymdelar [m³/m³]):

$$\text{halt } [\mu\text{g}/\text{m}^3] = \frac{\text{ämnets molekylvikt } [\text{g}/\text{mol}] \times \text{halt } [\text{ppm}]}{0,0241 [\text{m}^3/\text{mol}]} \quad (1)$$

Aktiv mätning

Ett vanligt sätt att mäta emissioner i rum är att pumpa rumsluft genom en adsorbent eller ett filter med en viss hastighet under en viss tid. Denna metod sker ofta under kort tid och ger därmed ett momentanvärde på föroreningar i luften.

Passiv mätning

En annan teknik är sk diffusionsprovtagning, vilken innebär att adsorbenter eller filter placerade i öppna rör utplaceras i ett rum. De kemiska ämnena samlas upp *passivt* genom att de diffunderar in i adsorbenten. Mätningarna sker under en längre tid (minst en månad för att halterna av de uppsamlade ämnena ska vara mätbara) och ger ett medelvärde för mätperioden.

Vid passiv uppsamling av flyktiga organiska ämnen på en Tenax-adsorbent måste lägsta lufthastighet i rummet vara 0,01 m/s (Brown et al, 1992) och för uppsamling av formaldehyd på DNF-filter gäller 0,2 m/s (Ekstrand-Tobin, 1993). För att kunna bestämma halterna av de kemiska ämnena i µg/m³ måste man känna till hur stor volym luft som diffunderar in i adsorbenten/filtret under mätperioden. För Tenax har diffusionshastigheten visat sig vara ca 0,5 ml/min (Brown et al, 1992) och för DNF-filter ca 25 ml/min (SIB, 1993).

Vid passiv mätning anrikas troligen endast ämnen i gasfas, alltså inte luftburna partiklar (Gustafsson, 1990).

3.3 Mätning av emissioner från enskilda material

Vid mätning av emissioner i ett rum kan det vara mycket svårt att härleda hur mycket av emissionerna som kommer från en viss källa, t ex ett

byggnadsmaterial, eftersom även rummets ytor och inredning (och även emissionskällan själv) kan uppta och avge emissioner och eftersom kemiska reaktioner mellan emitterande ämnen kan förekomma.

För att få reda på hur mycket emissioner som avges från ett visst byggnadsmaterial används klimatkammare eller också mäter man emissionerna direkt från materialets yta.

För att kunna göra jämförande mätningar sker mätningarna vid konstant temperatur och relativ fuktighet (RH) i klimatkammaren – normalt 23°C och 50% RH.

Det vanligaste sättet att redovisa avgivning av kemiska ämnen från byggnadsmaterial är med emissionsfaktorn, EF , vilken anger emissionen som avgivningsmängd per areaenhet och timma i enheten $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$. För material vars area är exponerad mot ett rum kan emissionsfaktorn teoretiskt omvandlas till halt flyktiga ämnen i rumsluften genom formeln

$$C = \frac{EF \times L}{n} \quad (2)$$

där

C = halten flyktiga ämnen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

EF = emissionsfaktorn ($\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$)

n = antal luftväxlingar per timme (h^{-1})

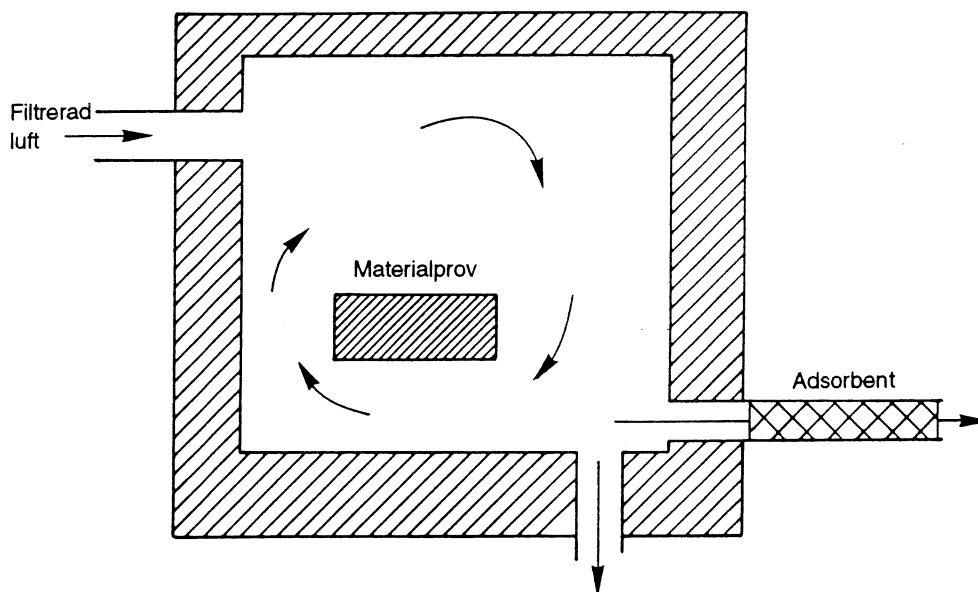
L = förhållandet mellan materialets area och rummets volym (m^2/m^3)

Klimatkammare

Mätning av kemisk emission från byggnadsmaterial görs ofta i klimatkammare. Dessa finns i storlekar från ca 100 liter upp till rumsstorlek. I de större klimatkamrarna kan hela konstruktioner samt möbler testas. Enligt europeiska föreskrifter är minsta storlek för fullskalig klimatkammare 17 m^3 . Stora klimatkamrar är emellertid dyra i inköp och har höga driftskostnader. Dessutom blir mät noggrannheten ofta dålig för lågemitterande material.

Klimatkammare av storleken 1 m^3 eller mindre är dock överkomliga i pris och är också vanligt förekommande.

Materialen i en klimatkammare skall vara så lågemitterande som möjligt. Material som rostfritt stål (helst syrafast), glas och teflon används. I klimatkammaren kan temperatur, luftfuktighet och luftväxling varieras. Vid mätning placeras ett materialprov vars area är känd i kammaren. Ren luft blåses in i kammaren med en viss hastighet och då luften lämnar kammaren får den passera en adsorbent, se figur 3.1. Resultatet erhålls i $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och emissionsfaktorn, EF , kan sedan beräknas med hjälp av ekv (2).



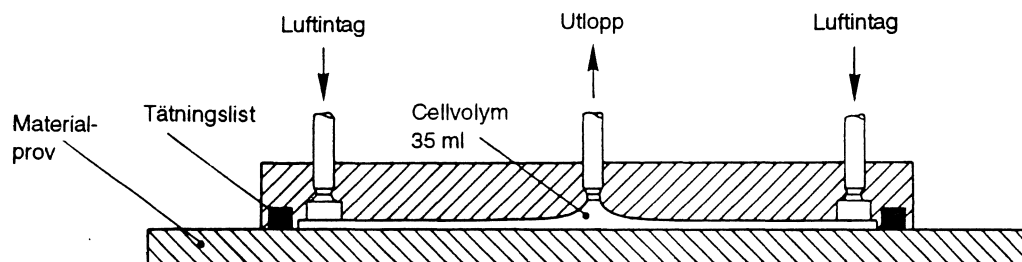
Figur 3.1. Principskiss över en klimatkammare. Ett materialprov med känd area placeras i kammaren vilken ventileras med ren, filtrerad luft. Då luften lämnar kammaren får en del av den passera en adsorbent. Adsorbenten analyseras kemiskt och med kännedom om luftomsättningens storlek kan halten av emitterande ämnen från materialprovet beräknas.

Figure 3.1. The principles of an environmental test chamber. A test sample with a well known surface is put in the chamber which is ventilated with clean filtered air. The compounds in the air leaving the chamber is sampled using a Tenax adsorbent. The adsorbent will be analysed and knowing the air exchange rate, the concentrations of different compounds can be calculated.

En nackdel med klimatkammare är att klimatkammarens väggar både kan avge och ta upp emissioner under mätningarnas gång. Effekten blir större ju större klimatkammare som används.

Mätning av emissioner från ytor

Uppsamling av organiska ämnen kan även ske direkt från materialets yta. Sedan några år finns en standardiserad utrustning för detta, den s k *Field and Laboratory Emission Cell, FLEC*, se figur 3.2 och 3.3. FLEC, vilken finns beskriven i Wolkoff et al, 1991, har utarbetats genom ett samarbete mellan Sveriges Provnings- och forskningsinstitut (SP), Arbejdsmiljöinstitutet (Danmark) och Statens Byggeforskningsinstitut (Danmark).



Figur 3.2. Mätcell till Field and Laboratory Emission Cell (FLEC) för laboratorie- eller fältmätning. Mätcellen appliceras normalt direkt mot materialprovet. Vid mätning av material med skrovliga ytor placeras materialprovet i en underdel (se figur 3.3) varefter mätcellen ansluts mot denna. (Gustafsson, 1992)

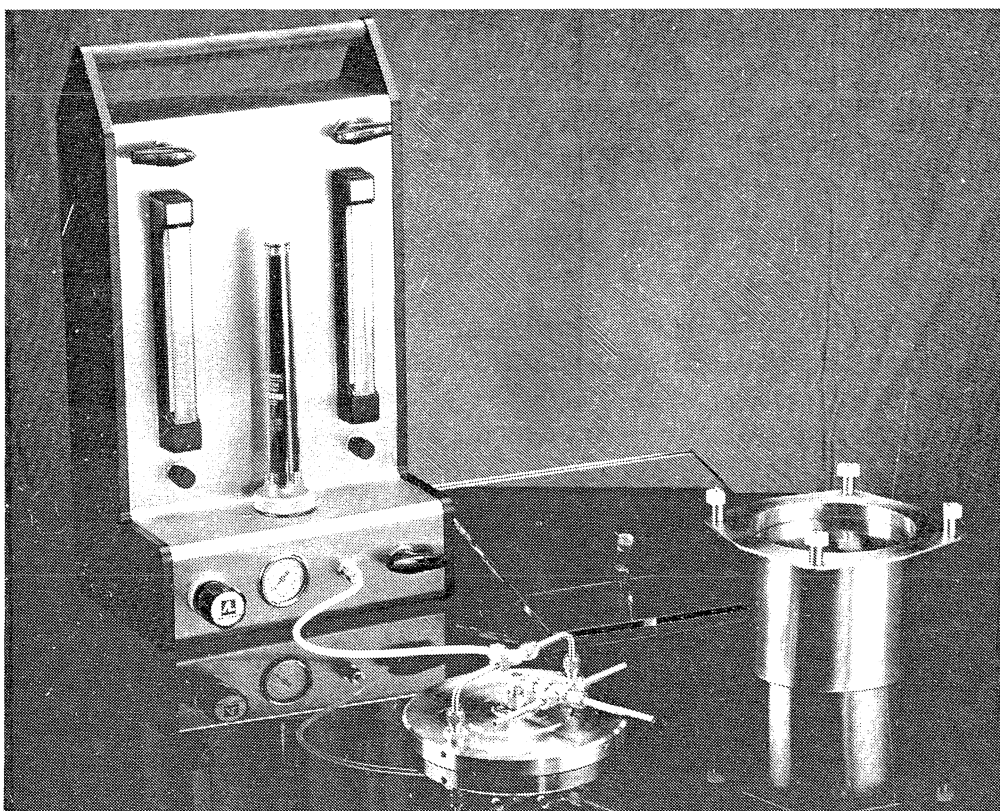
Figure 3.2. Field and Laboratory Emission Cell (FLEC). FLEC is normally put directly on the test sample. A sub unit (see Figure 3.3) is used for testing of rugged materials. (Gustafsson, 1992)

FLEC är rund och platt med en diameter på 200 mm och en tjocklek av 20 mm. Den är tillverkad av rostfritt, syrafast stål. Tätning mot underlaget sker med en silikongummipackning som är lågemitterande. Innanför packningen är det urfräst en luftvolym på 35 ml. Luft blåses in i mätcellen på två ställen i ytterkanten och sprids jämnt över hela materialytan varefter den leds ut genom ett rör i mitten. (Detta utlopp fördelas sedan på tre utlopp.)

Vid mätning används högren, syntetisk luft. Med hjälp av en massflödesmätare inställs luften på konstant hastighet av 100 ml/min. Detta medför en luftväxling i mätcellen på ca 170 oms/h, vilket är mycket högre än luftväxlingen i ett rum. Fördelen med den höga luftväxlingen är att jämvikt inställer sig snabbare.

Den inströmmande luften fuktas till önskad relativ fuktighet (RH) innan den går in i mätcellen. Detta sker genom att luft med 0% RH blandas med luft med 100% RH. Genom att variera flödena av torr och fuktig luft kan en RH mellan 0 och 90% erhållas med noggrannheten $\pm 3\%$. Normalt har luften en RH på 45% eller 50% vid mätningarna. Temperaturen är normalt 23°C. Innan och mellan mätningar konditioneras materialprovet till samma RH och temperatur som luftens.

Innan luften går in i FLEC kontrolleras med instrument, t ex termoelement och kapacitiv fuktgivare, att rätt temperatur och RH råder. Den utgående luftens hastighet jämförs med den ingående för att kontrollera att inget läckage finns. Även den utgående luftens temperatur och RH bör kontrolleras.



Figur 3.3. Utrustning för mätning med Field and Laboratory Emission Cell (FLEC). Massflödesmätare (till vänster), FLEC mätcell (i mitten) och underdel till mätcellen för mätning på material med ojämn yta (till höger).

Figure 3.3. The Field and Laboratory Emission Cell (FLEC)-system. From left to right: air control unit, micro emission unit and sub unit.

Utloppet från mätcellens mitt förgrenas på tre utlopp, se figur 3.3. Adsorbenter eller motsvarande installeras normalt på två av de tre utloppen. Flödena ställs in så att de är 40 ml/min genom vardera adsorbenten och 20 ml/min genom det tredje utloppet. Före mätning ska luft med en hastighet av 100 ml/min strömma genom FLEC under 24 h i syfte att ett jämviktsläge skall inträda med konstant emission från materialytan. Därefter sker själva mätningen i 1 h och 15 min.

Fördelen med FLEC gentemot klimatkammare är att mätutrustningen är behändigare och går att använda såväl i laboratorium som i fält.

Vid mätning på släta ytor appliceras FLEC direkt mot underlaget. Vid mätning av material med skrovliga ytor placeras mätobjektet i en underdel av rostfritt stål (figur 3.3).

Andra mätmetoder

För att snabbt få en uppfattning om vilka ämnen som avges av ett material kan mindre avancerad mätteknik tillämpas. Materialet kan t ex placeras i en *oventilerad* behållare. Uppsamlade luftprov kan sedan analyseras i gaskromatograf efter olika lång emissionstid. Metoden kan dock bara användas för högemitterande material (Gustafsson och Jonsson, 1991). Lågemitterande material avger för små mängder för att en gaskromatografisk analys skall vara möjlig.

3.4 Analys av kemisk emission

Direktvisande instrument

Det finns direktvisande instrument för analys av kemisk emission, bl a bärbar fotojonisationsdetektor samt gasmätningssampull. Direktvisande instrument har dock oftast för dålig känslighet för att mäta låga emissionshalter (Gustafsson, 1990). Gasmätningssampullen, som används t ex för mätning av ammoniak, ger inte utslag för ett specifikt ämne, utan för visst pH. Detta innebär att man även får utslag för aminer. Dessa luktar dock annorlunda än ammoniak.

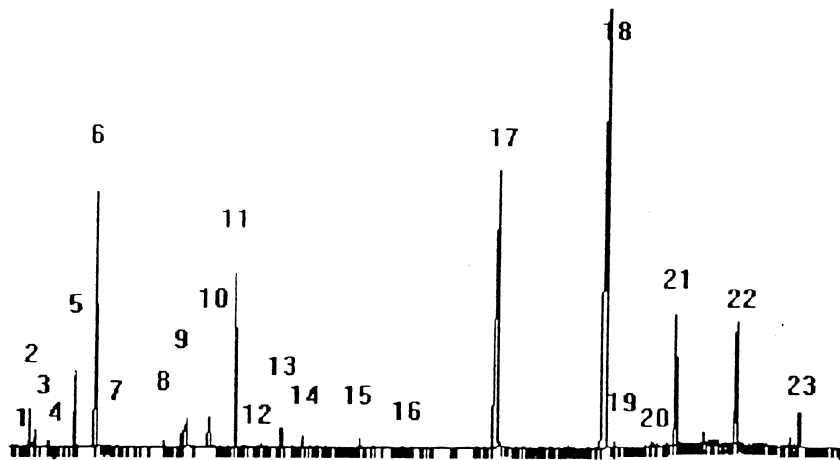
Analys med gaskromatograf och masspektrometer

Flyktiga organiska ämnen som samlats upp på en fast adsorbent analyseras normalt i en gaskromatograf med påkopplad masspektrometer.

Adsorbenten genomgår först termisk desorption. Detta innebär snabb upphettning till hög temperatur varvid ämnena frigörs från adsorbenten. De frigjorda ämnena passerar sedan en skylfälla varefter de förs in i en separationskolonn i gaskromatografen. I kolonnen, vilken utgörs av ett spiralfformat rör och innehåller en bärargas (ofta helium), separeras de frigjorda ämnena. Från analysen i gaskromatografen erhålls ett gaskromatogram (figur 3.4). Topparna i gaskromatogrammet utgör olika ämnen. Arealen under toppen är proportionell mot koncentrationen.

Vid bestämning av den "totala" emissionen av flyktiga organiska ämnen beräknas först arealen under topparna i gaskromatogrammet. Sedan används normalt kalibreringsfaktorn för toluen för att fastställa TVOC (total halt av flyktiga organiska ämnen). Mätresultaten anges då som *toluenekvivalenter*.

Gaskromatografi används för att bestämma hur stor mängd som avges av olika ämnen. För att identifiera ämnena krävs ofta en masspektrometer. I en masspektrometer joniseras de i gaskromatografen separerade ämnena varefter de accelereras och utsätts för ett magnetiskt fält vinkelrätt mot jonstrålen. Genom att olika ämnen har olika massa böjer deras banor av olika i det magnetiska fältet och kan därmed detekteras.



Figur 3.4. Gaskromatogram. Topparna representerar olika ämnen. Arean under topparna är proportionell mot koncentrationen av ett ämne.

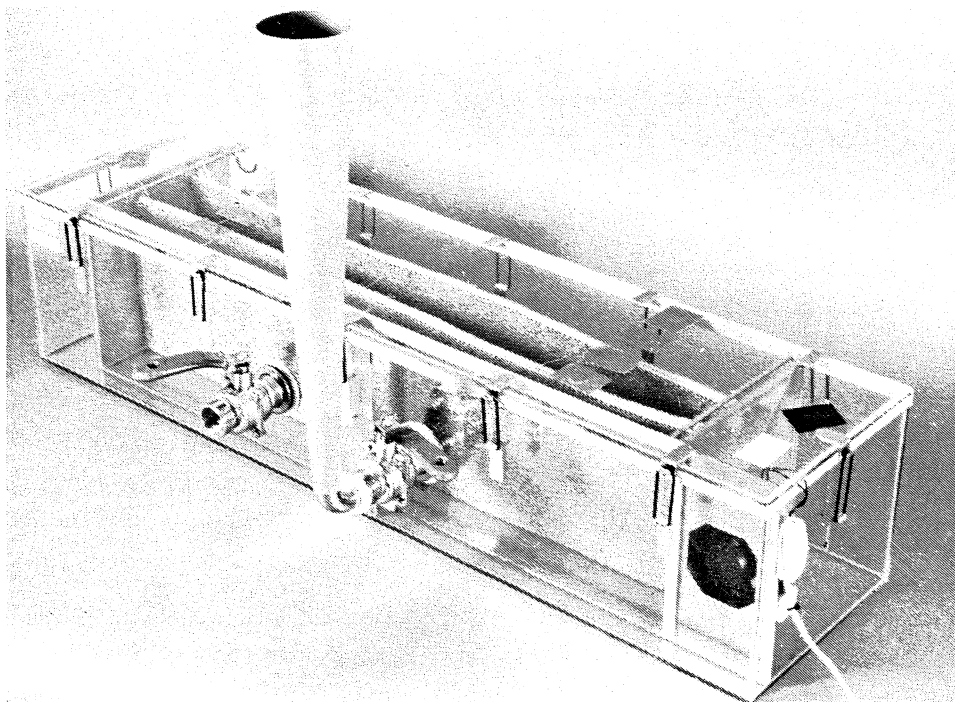
Figure 3.4. Chromatogram from a gas chromatography analysis. Each peak represents one compound. The area under the peak corresponds to the concentration of the compound.

Analys med vätskekromatografi

Vid analys av formaldehyd uppsamlad på DNF-filter används vätskekromatografi. Metoden liknar gaskromatografi med skillnaden att bärargasen är utbytt mot en vätska. Vätskan pumpas under högt tryck genom en kolonn där separationen av ämnen sker.

Sensorisk analys

Luftföroreningar kan även bedömas sensoriskt (SBI, 1993). Detta innebär att man genom luktprov bedömer luftkvaliteten. Man får härvid en uppfattning av luftkvaliteten men ej kvantitativa värden på emissionen. Vid bedömning av hur byggnadsmaterial påverkar luftkvaliteten placeras dessa i en klimatkammare där provkropparna konditioneras i konstant temperatur, luftfuktighet och luftomsättning. Klimatkammaren är försedd med en luktratt (figur 3.5).



Figur 3.5. Klimatkammare av märket CLIMPAQ för sensorisk analys av byggnadsmaterial. I klimatkammaren kan provkropparna konditioneras till konstant temperatur, luftfuktighet och luftomsättning. Luktanalysen sker i luktratten på sidan. (SBI, 1993)

Figure 3.5. Climatic test chamber (CLIMPAQ) for sensoric testing of building materials. In the test chamber the specimens are preconditioned to constant temperature, air humidity and air exchange rate. The odour is analysed using the funnel at the side. (SBI, 1993)

Sensorisk analys utförs normalt av en panel bestående av ett antal personer. Luftkvaliteten bedöms på en steglös skala varierande från klart acceptabel till klart oacceptabel. Vidare bedöms luktens intensitet på en skala, t ex 0 till 5, där 0 innebär luktlös och 5 innebär stark lukt. Utifrån försöken beräknas hur många procent av bedömningspanelen som uppfattade luften som oacceptabel. Genom att utföra bedömningen vid flera tidpunkter fås en kurva över hur luftkvaliteten förändras med tiden.

Källstyrkan hos föroreningarna anges ofta i enheten olf (Fanger, 1988). 1 olf representerar "föroreningen från en standardperson". Den upplevda luftkvaliteten anges ibland i enheten decipol. 1 decipol är den förorening som orsakas av en "standardperson" (d v s 1 olf) vid en ventilation på 10 l/s. Det råder ett linjärt samband mellan enheten decipol och antalet personer som finner luftkvaliteten otillfredsställande. Vid 0 decipol upplever i genomsnitt 3% luftkvaliteten som otillfredsställande, vid 1,0 decipol är motsvarande andel 10%, vid 2,0 decipol är motsvarande andel 17% o s v.

Sensorisk analys är ännu ej så utvecklad att den skulle kunna användas för att med säkerhet påvisa ett sjukt hus (SBI, 1993). Ofta används kemisk analys parallellt med sensorisk analys.

4. Emissioner från byggnadsmaterial

Byggnadsmaterial är intressanta ur emissionssynpunkt eftersom de ofta ingår i byggnadsdelar med stor exponeringsyta såsom golv, väggar och tak. När det gäller emissioner av flyktiga organiska ämnen (VOC) är dock byggnadsmaterial (liksom inredningsmaterial) en mindre dominerande emissionskälla än t ex hobbyprodukter, frukt, rengöringsmedel, kopieringsapparater, laserskrivare m m (Sundell och Kjellman, 1993).

Emissionen från ett material beror på dess sammansättning och hur det används. Hur snabbt kemiska ämnen emitteras från ett material beror på diffusionshastigheten inuti materialet samt i viss mån på luftrörelserna nära materialytan. Från ett och samma material avges olika ämnen olika snabbt. Avgivningshastigheten beror bl a på molekylstorlek och molekylstruktur. Emissionerna avtar med tiden. Avklingningen sker olika snabbt för olika ämnen.

Byggnadsmaterial kan ha ett överskott av flyktiga ämnen då de är nytillverkade. Om dessa ämnen inte hunnit avges före leveransen till byggarbetsplatsen kan en nybyggd eller nyrenoverad byggnad komma att ha betydande halter av emitterade ämnen i inomhusluften, även sedan byggnaden tagits i bruk.

4.1 Gränsvärden och emissionsredovisning

Gränsvärden för emissioner

Det finns ännu inga gränsvärden vad gäller emitterade ämnen från byggnadsmaterial. Ett undantag utgör formaldehydavgivning från limmade träprodukter, se avsnitt 4.2. Anledningen till att gränsvärden saknas är att man för de flesta ämnen som emitteras från byggnadsmaterial inte vet hur de påverkar människans hälsa.

För flera av de ämnen som kan avges från byggnadsmaterial finns s k hygieniska gränsvärden för *arbetsmiljön*. Dessa gränsvärden anger högsta tillåtna koncentration av ett ämne för en viss tids exponering, t ex en arbetsdag. Gränsvärdena är dock alltid betydligt högre än de koncentrationer som har uppmätts inomhus.

Emissionsredovisning av byggnadsmaterial

Allergitredningen (Socialdepartementet, 1989) efterlyste en förteckning av lågrisk- och högriskmaterial. Följande krav på tillverkare och importörer av byggnadsmaterial föreslogs:

- redovisning av materialsammansättningen
- emissionsredovisning
- bedömning av materialets inverkan på hälsan

Tanken var att göra emissionsredovisningen och bedömningen av materialets inverkan på hälsan för såväl *rekommenderad* som *felaktig* användning.

En standard för emissionsredovisning av golvmaterial har utarbetats av Golvbranschens Riksorganisation (GBR) och Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut (SP). Denna branschstandard gäller redovisning av kemisk emission från linoleum, PVC-golv, parkettgolv, laminatgolv och avjämningsmassor. En särskild blankett finns där emissionsfaktorn anges (i enheten $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$) vid tidpunkterna en respektive sex månader efter tillverkning. Mätning sker med Field and Laboratory Emission Cell (FLEC), se avsnitt 3.3, på olimnade produkter under normala temperatur- och fuktförhållanden (23°C och 50% RH).

Liknande branschstandarder är under utveckling för flera andra material.

Emissionsklassning av byggnadsmaterial

Det finns idag ingen egentlig emissionsklassning av byggnadsmaterial. En ”inofficiell” klassificering av byggnadsmaterials emission anges emellertid i de s k inneklimatriktlinjerna R1, vilka utarbetats av Svenska inneklimatinstitutet (Scanvac, 1990). I denna klassificering, vilken bl a ger en schablonmässig vägledning vid dimensionering av rumsventilation, delas byggnadsmaterial in i tre klasser avseende emission, se tabell 4.1. Värdena på emission i tabellen gäller för normal temperatur och relativ fuktighet.

materialklass	emission av VOC ($\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$)	beteckning
MEC-A	< 40	lågemitterande
MEC-B	40–100	medelemitterande
MEC-C	> 100	högemitterande

Tabell 4.1. Gränsvärden för materialemission enligt Svenska Inneklimatinstitutets riktlinjer R1 (Scanvac, 1990).

Table 4.1. Material emission classes (MEC) according to ‘Svenska Inneklimatinstitutet’, guidelines R1. MEC-A = low emission, MEC-B = relatively low emission and MEC-C = high emission.

Till den lågemitlerande klassen hör bl a natursten, keramiska material, betong, lättbetong, obehandlat lövträ, träullsplattor, fibercementskivor, gipsskivor och högtryckslaminat.

4.2 Exempel på emissioner från byggnadsmaterial

Emission från ett isolerat byggnadsmaterial, d v s ett material som inte står under påverkan av andra material, brukar kallas egenemission. Under normala temperatur- och fuktförhållanden är egenemissionen låg för de flesta material. Ofta uppstår emellertid emissioner vid kombinationer av flera material och vid hög fuktbelastning.

Nedan ges exempel på emissioner från några vanliga byggnadsmaterial. Om inget annat anges så gäller de värden på emissionsfaktorn som anges TVOC-halt mätt med Tenax-adsorbent vid 23°C och 50% relativ fuktighet. Mätningar är utförda med Field and Laboratory Emission Cell, FLEC (se avsnitt 3.3).

Plastmattor

Bindemedlet i plastmattor är normalt polyvinylklorid (PVC). PVC är hård och därför tillsätts mjukgörare, vilken kan uppgå till 30% av mattans vikt. Mjukgöraren är ofta en *ftalat*.

Vid mätning på ett antal PVC-mattor varierade emissionsfaktorn kraftigt (Gustafsson et al, 1992). På en månad gamla, olimmade prover uppmättes mellan 35 och 1 400 $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$. Vid mätningar efter sex månader hade den genomsnittliga emissionsfaktorn minskat med 2/3. Det fanns dock mattor som hade högre emission efter sex månader än efter en månad. Hur snabbt emissionerna avklingar beror på PVC-mattornas slitskikt. För mattor med tätt ytskikt kan egenemissionen pågå under mycket lång tid.

Flera fall har rapporterats där TXIB (2,2,4-trimetyl-pentan-1,3-diol-di-iso-butytrat) avgivits från PVC-mattor (Gustafsson, 1990). Ämnet används som processlösningsmedel vid tillverkning av vissa PVC-mattor. Avgivningen av TXIB kan pågå under flera år. TXIB sätts ibland i samband med sjuka-hus-symptom (Ekstrand-Tobin, 1993).

Vid hög fuktighet och hög alkalitet kan mjukgöraren i PVC-mattor brytas ner. Nedbrytningen sker genom basisk hydrolys, förtvålning, av mjukgöraren varvid högre alkoholer, ofta 2-etylhexanol, bildas (Peterson, 1992b). Högre alkoholer kännetecknas av en tung, söttaktig och obehaglig lukt.

Vid läggning av PVC-mattor på betonggolv får därför den relativa fuktigheten (RH) i betongen ej vara för hög. Hur hög RH som kan accepteras är inte klarlagt. Värdet på kritisk RH är troligen starkt beroende på underlagets alkalitet. I Hus-AMA 83 anges schablonmässigt den högsta tillåtna RH i betongen vid pålimning av beläggningen till 85% alternativt

90% beroende på typ av PVC-matta. Verkliga värden kan vara annorlunda. Bl a torde betongens vattencementtal (vct) ha viss betydelse. Lägre vct ger högre alkalitet. Dessutom ökar fuktinnehållet vid konstant RH med sänkt vct. Detta innebär att kritisk RH är vct-beroende vilket inte beaktas i dagens regler.

Alltför riklig vattenbegjutning vid våtstädning av PVC-golv leder till luktproblem som kan vara övergående eller kvarstå under lång tid. Mätningar har visat att i samband med våtstädning blir emissionsfaktorn ca 2,5 gånger större än för torra mattor (SP, 1994a).

De mätningar på PVC-mattor som redovisas ovan gäller enbart egenemission. Emission har mätts på PVC-mattor limmade på gipsskiva med ett lågemitterande, dispersionsbaserat golvlím (Gustafsson et al, 1992). Limning av mattorna med detta lim gav inte högre emissioner än olimmade mattor under torra förhållanden (50% RH).

Mätningar av emissioner från PVC-matta limmad på betong pågår vid Chalmers Tekniska Högskola, Institutionen för Byggnadsmaterial (Wengholt Johansson, 1993). Vid försöken används betong av olika kvalitet och mattläggning sker vid olika tidpunkter (d v s vid olika RH i betongen). Försöken är tidskrävande och några resultat har ännu inte publicerats. Även på Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut (SP) pågår tester med limmade PVC-mattor på betong med olika fuktighet, men inte heller här har resultat publicerats ännu.

Linoleum

Linoleum tillverkas av en massa bestående av linolja, trämjöl och krita vilken valsas fast på juteväv. Linolja innehåller fettsyror (karboxylsyror) med dubbelbindningar, bl a linolensyra. Efter att linoljan härdat finns det kvar syror med oreagerade dubbelbindningar. Vid dessa bindningar kan luftens syre angripa fettsyran så att den klyvs och avspaltar aldehyder (Gustafsson, 1990).

Vid våtstädning av linoleummattor avges ibland en obehaglig lukt, särskilt då starka rengöringsmedel används. Lukten, som normalt försvinner efter en kort tid, orsakas troligtvis av lågmolekylära fettsyror, vilka bildas genom alkalisk hydrolys av fettpartiklar i smuts eller bindemedel (Gustafsson, 1990).

Mätningar på linoleummattor har visat att emissionsfaktorn ökar ca 3 gånger vid våtstädning (SP, 1994a). (För torr matta uppmättes en emissionsfaktor på 80 µg/m²h och för fuktad matta 230 µg/m²h.)

Vid limning av linoleummattor på betong har högsta tillåtna RH i betongen schablonmässigt satts till 90% i Hus-AMA 83.

De mätningar på linoleummattor som redovisas ovan gäller enbart egenemission. Mätningar har även gjorts på linoleummattor limmade på gipsskiva med lågemitterande dispersionsbaserat golvlím (Gustafsson et al, 1992). Limning av mattorna med detta lim gav inte högre emissioner än

olimmade mattor under torra förhållanden (50% RH). Det vore dock intressantare att mäta på kombinationen matta, lim, avjämningsmassa och betong vid olika relativa fuktigheter i underlaget, se kapitel 6.

Heltäckningsmattor

Heltäckningsmattor av sådan typ att de samlar mycket damm och smuts är olämpliga ur allergisynpunkt.

Heltäckningsmattor består ofta av en underdel av PVC vilket gör att man kan få emissionsproblem p g a nedbrytning av mjukgöraren vid höga halter av alkalisk fukt.

Parkett och laminat

Dagens parkett består av ett slitskikt av trä limmat på lamellträ eller spånskiva. Laminatgolv är uppbyggda på samma sätt med skillnaden att slitskiktet består av hårdplastlaminerade pappersark med ytskikt av melaminharts. Såväl parkett som laminat har visat sig ha låg egenemission (Gustafsson et al, 1992). Avgivningen av formaldehyd för produkter limmade på spånskiva har visat sig ligga under gränsvärdet (se spånskivor nedan).

Betong

Betong bestående av cement, ballast och vatten avger normalt inga emissioner. Färsk betong har dock en karakteristisk lukt.

Det har spekulerats i att malhjälpmiddel som ibland tillsätts cement skulle kunna ge upphov till emissioner, bl a av ammoniak. Det finns dock inga belägg för detta när det gäller ammoniak. Malhjälpmiddel kan bestå av trietanolamin, vilken möjligen skulle kunna avges från cementbundna material (Peterson, 1992a).

Emissioner från betong kan dock uppkomma då olika tillsatsmedel tillsätts vid blandningen. Tillsatsmedel används dels för att öka betongens bearbetbarhet vid gjutning (s k flyttillsats), dels för att öka antalet luftporer (s k luftporbildare). Flyttillsatser används främst till betong av hög kvalitet vilken har ett lågt vatteninnehåll.

Flyttillsatser baserade på melamin och naftalen innehåller en viss mängd fri formaldehyd. Formaldehyd har uppmätts från betong med tillsatsmedel (Johansson, 1993). De uppmätta värdena var lägre än det hygieniska gränsvärdet för arbetsmiljö. Emissionen avklingade snabbt, vilket tyder på att den inte borde ställa till med några problem i inomhusmiljön.

Emissionsmätningar på färsk cementpasta med ett naftalenbaserat flyttillsatsmedel och tensidbaserad luftporbildare visade på emissioner av limonen (en terpen) och cyklopropankarboxylsyra (Wengholt Johansson och Werner, 1991). Det senare ämnet har man funnit i vissa sjuka hus.

Emissionsmätningar har gjorts på härdade betonger innehållande relativt höga tillsatser av naftalen- respektive melaminbaserade flyttillsatsmedel

(Norling Mjörnell, 1994). Proverna förvarades tillslutna i en månad varefter emissionsfaktorn mättes. För betongen med naftalenbaserat flyttillsatsmedel var emissionsfaktorn $125 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$.

Autoklaverad lättbetong

Autoklaverad lättbetong innehåller någon form av kiselsyrahaltigt material. För viss lättbetong bestod detta tidigare av bränd alunskiffer. Denna lättbetong hade en blåaktig färg och avgav mycket radon. Tillverkningen av "blåbetongen" upphörde 1975.

Dagens autoklaverade lättbetong avger mycket lite emissioner. Mätningar visar att emissionerna avseende TVOC, ammoniak respektive formaldehyd ligger under $10 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$. Radioaktiviteten är också mycket låg (Yxhult AB, 1993).

Avjämningsmassor (flytspackel)

Avjämningsmassor för betongbjälklag med förmåga att flyta ut till en horisontell yta, s k flytspackel, introducerades i Sverige 1977. De första flytspacklen var baserade på portlandcement och kasein tillsattes för att öka flytförmågan och för att undvika krympsprickor i det hårdnade spacklet (Peterson, 1992a).

Då dessa flytspackel utsätts för en relativ fuktighet (RH) högre än ca 75% kan en rad problem uppstå. Bl a kan avgivning av ammoniak uppträda. Ammoniaken bildas då kaseinet bryts ner i den fuktiga, alkaliska miljön. Ammoniakavgivningen i sin tur kan genom reaktion med garvämmen ge upphov till mörkfärgning av ekparkett och korkgolv. Fuktigt flytspackel kan avge en rå och unken lukt. Denna lukt torde orsakas av ortoaminoacetofenon, en nedbrytningsprodukt från en av kaseinets aminosyror (Hellström, 1988). Flytspackel baserat på portlandcement kan, vid en RH över 75%, även orsaka nedbrytning av mjukgörare i PVC-mattor (Samuelson och Bornehag, 1993, Peterson, 1992a).

Av de 20 miljoner m^2 golv som belades med kaseinhaltigt flytspackel mellan 1977 och 1983 beräknas skadorna ha drabbat en miljon m^2 golv (Hellström, 1987).

I samband med att ett typgodkännande för flytspackel infördes 1984 försvann i stort sett de kaseinbaserade produkterna. Kasein finns numera bara i flytspackel baserat på aluminatcement, vars reaktionsprodukter har betydligt lägre basisitet (bl a lägre mängd kalciumhydroxid) än portlandcementets reaktionsprodukter.

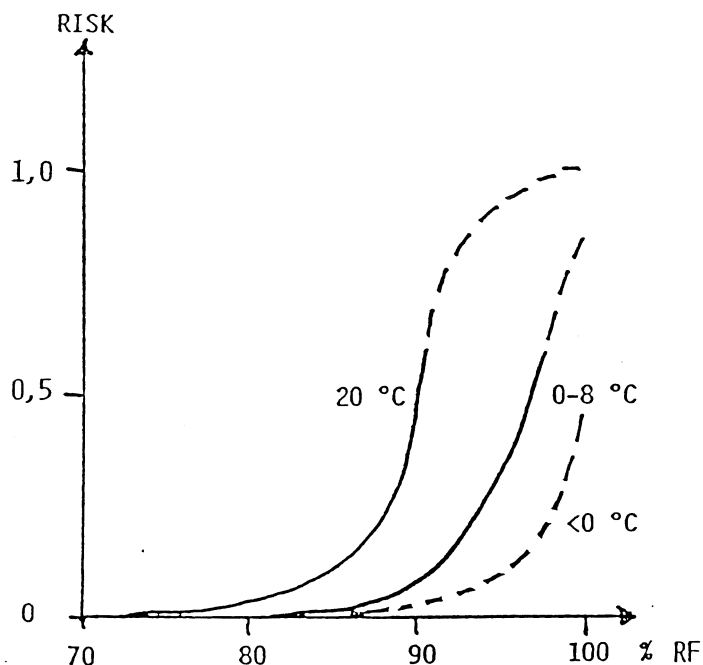
Med flytspackel utan kasein har man inte haft några problem och de skadefall som fortfarande rapporteras gäller den gamla typen. Kostnaden för att åtgärda dessa problem låg 1993 i genomsnitt på över 1 700 kr/ m^2 (Lindell, 1993).

Emissioner har mätts på moderna avjämningsmassor utan beläggning och under torra förhållanden (50% RH) (Gustafsson et al, 1992). Den genomsnittliga emissionsfaktorn för 13 produkter var 340 $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$ efter en månad och 115 $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$ efter sex månader. Emissionerna varierade kraftigt mellan olika fabrikat, från ca 10 till 950 $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$ på en månad gamla prover.

Trä

Trä avger små mängder av sk högre aldehyder (Gustafsson et al, 1992). Obehandlat barrträ avger relativt stora mängder terpenier (Gustafsson, 1990). Trä kan angripas av bakterier, mögelsvampar, rötsvampar m m. Mögel och actinomyceter (ett slags bakterier) ger olägenheter i form av lukt och sporbildning (Nevander och Elmarsson, 1991).

Risken på biologiska angrepp på trä hänger samman med den RH och temperatur som råder i omgivningen. Ett försök till att beskriva sannolikheten för att mögel ska utvecklas, som funktion av RH och temperatur, visas i figur 4.2 (Nevander och Elmarsson, 1991). Kurvorna gäller normalt byggnadsvirke. De är mycket osäkra, främst för de lägre temperaturerna.



Figur 4.2. Ett försök att beskriva sannolikheten för mögelpåväxt på trä som funktion av temperatur och relativ fuktighet (RF). Kurvorna gäller normalt byggnadsvirke. De är mycket osäkra för de lägre temperaturerna. (Nevander och Elmarsson, 1991)

Figure 4.2. The probability for mould growth on construction wood as a function of temperature and relative humidity (RF). The curves are very uncertain for the lower temperatures. (Nevander och Elmarsson, 1991)

Spånskivor, plywood, träfiberskivor

Spånskivor, plywood och vissa träfiberskivor innehåller lim som oftast är baserat på urea-formaldehyd. Förutom användningen i byggnadskonstruktioner är dessa material vanliga i möbler. Problemet med ibland mycket hög emission av formaldehyd från framförallt spånskivor uppmärksammades på 1970-talet. Tack vare bättre produktionskontroll avger dagens spånskivor betydligt mindre mängd formaldehyd.

Gränsvärdet för avgivning av formaldehyd från spånskivor och plywood är 130 µg/m³ luft (Kemikalieinspektionen, 1989).

Gipsskivor

Gipsskivor har visat sig emittera endast små mängder organiska ämnen (Wistedt och Svedberg, 1985). Plattornas ytskikt av papp kan dock utgöra grogrund för mögel i samband med fukt.

Mineralull

Mineralull tillverkas av glas- eller stenull och är i sig själv oorganisk. Mineralullsfibrerna hålls emellertid samman av ett lim – fenolharts eller ureaformaldehydharts (UF) – för att ge materialet formstabilitet. Dessutom tillsätts mineralolja i liten mängd för att göra mineralullen vattenavvisande och för att minska dammbildningen.

Denna behandling av mineralullen medför flera risker (SP, 1993b). Om limmet är ofullständigt härdat kan det avge lukt. Vidare kan mikrobiell påväxt ske i oljan och smuts som fastnar på mineralullen kan utgöra grogrund för mögel.

Fuktig mineralull har rapporterats ge obehaglig lukt i Nederländerna (Gustafsson, 1990). Lukten blev värre vid varmt väder. Observationerna gällde såväl glas- som stenull. Inomhusluften hade förhöjda halter av ogrenade aldehyder (från pentanal till dekanal) och vid mätningar utanför väggarna uppmättes dessutom högre aromatiska kolväten. Aldehyderna bildas eventuellt vid mikrobiell tillväxt i mineraloljan. Laboratoriemätningar vid temperaturen 50°C i torrt tillstånd visade att mineralull avger alifatiska aldehyder. I fuktigt tillstånd var avgivningen av samma ämnen ca 100 gånger större. Nedfuktningen medförde också emission av alifatiska ketoner och aromatiska aldehyder. Vid nedfuktningen började mineralullen dessutom lukta. Fältproven luktade också, bl a fisk, vilket kan tyda på avgång av aminer.

Cellplaster

Cellplaster består av expanderande polymerprodukter, oftast av styren eller uretan. De innehåller lösningsmedel, vilka kan avges från materialen. Polyuretancellplast, vilken förekommer iform av skivor eller skum, har slutna porer vilka ofta fylls med freon för att ge bättre

värmeisoleringsförmåga. En annan typ av cellplast är karbamidskum. Den används mest till kompletterande värmeisolering varvid skummet sprutas in i håligheter, t ex luftspalter.

Från polystyrencellplast har uppmätts hexan, etylbensen och styren (Wistedt och Svedberg, 1985).

Karbamidskum avger formaldehyd. För bostäder som tilläggsisolerats med karbamidskum har halter på över 1 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ uppmätts (Stridh, 1990). En ökning av temperaturen med 7°C eller en ökning av RH från 30% till 70% innebär fördubblad emission. Mätningar på över 20 år gammalt skum som suttit i en villa visade att materialet fortfarande avgav relativt stora mängder formaldehyd (SP, 1994b). Torrt prov hade en emissionsfaktor på ca 80 $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$ och uppfuktat prov ungefär det dubbla.

Färger och lacker

Fram till 1970-talet var lösningsmedelsbaserade färger helt dominerande. Dessa färger innehöll 40–50% lösningsmedel (Hult och Persson, 1991). De lösningsmedelsbaserade färgerna kännetecknas av momentant mycket höga emissioner. Koncentrationen avklingar dock snabbt. Av arbetsmiljöskäl har man idag övergått till vattenbaserade dispersionsfärger. Dessa innehåller låga halter av organiska ämnen. De vattenbaserade färgerna har betydligt lägre emissioner, men å andra sidan är avklingningstiden betydligt längre än för lösningsbaserade färger, i vissa fall upp till sex månader. De vattenbaserade färgerna är alltså bra ur arbetsmiljösynpunkt, men kan vara sämre för de boende (Stridh, 1990).

Ett ämne som kan avges från vattenbaserade färger är metylakrylat. Ämnet förekommer då polymeriseringsprocessen vid tillverkningen ej blivit tillräckligt fullständig. Den kan avges under flera år (Hult och Persson, 1991).

Även för lacker har en övergång skett mot vattenbaserade produkter.

Lim

Liksom för färger har en övergång skett från lösningsmedelsbaserade produkter till vattenbaserade.

Golvlim är idag dispersionsbaserade med mindre mängd lösningsmedel. Dessa lim är normalt baserade på akrylatsampolymer av 2-etylhexylakrylat. Detta ämne kan hydrolyseras av fuktig betong och bilda 2-etylhexanol. 2-etylhexylakrylat är dock mer motståndskraftig mot hydrolys än ftalatmjukgörare, vilka finns i PVC-mattor (Gustafsson, 1990).

Underlagets alkalitet har visat sig ha en avgörande roll för förtvålning av akrylatbaserat dispersionslim. På Försvarets forskningsanstalt (FOA) i Umeå har försök gjorts med PVC-mattor limmade på underlag av antingen betong eller aluminatcementbaserad avjämningsmassa (Alexandersson, 1992). Denna icke-portlandcementbaserade avjämningsmassa har lägre alkalitet än

betong. Emissioner mättes vid olika RH i betongen/avjämningsmassan. Vid 90% RH uppmättes relativt kraftiga emissioner av 2-etylhexanol (ca 100 µg/m²h) för matta limmad på betong medan matta limmad på avjämningsmassan avgav endast små mängder av detta ämne. För 50% och 80% RH i underlaget var emissionen obetydlig.

Epoxy

Epoxy tillverkas genom blandning av två komponenter, bas och härdare. Härdaren är uppbyggd av en poly-amin (ofta en di-amin eller tetra-amin). Innan epoxyn härdat är den allergiframkallande vid beröring. I härdat tillstånd anses produkten inte vara allergiframkallande. Man har dock uppmätt emissioner av bensylalkohol i små mängder (Bornehag och Karpe, 1993).

5. Problem med sjuka hus och emissioner i andra länder

Problemet med ett ökande antal människor som drabbas av allergier gäller i hela västvärlden. Framförallt är det luftvägsallergierna som ökar. Även problemet med sjuka hus har internationell spridning.

I USA är "the Sick Building Syndrome" (SBS) känt sedan slutet av 1970-talet. Stora summor satsas på forskning inom detta område. Även i Canada är SBS uppmärksammat och en omfattande forskning sker.

I Europa har problemen med sjuka hus fått störst uppmärksamhet i de norra delarna, främst i Norden. I Central- och Sydeuropa har man haft mindre problem och forskningsområdet är därför ganska nytt i dessa länder. Att problemen varit färre i centrala och södra Europa beror på annan byggnadsteknik och andra levnadsmönster men troligen också på mindre miljömedvetenhet, vilket lett till att problemen fått liten uppmärksamhet. Ett undantag utgör problemen med husdammskvalster, vilka är mer förekommande i de fuktiga medelhavsländerna.

Den mesta forskningen när det gäller emissioner från byggnadsmaterial har i Europa varit, och är till viss del fortfarande, formaldehydavgivning från limmade träprodukter. Problem med kaseinhaltigt flytspackel och plastmattor på betong, vilka har utgjort stora problem i Sverige (se kapitel 4), har knappt förekommit alls i andra länder. Orsaken till detta är troligen skillnad i byggnadsteknik och materialval. I många länder används inte plastmattor i samma omfattning som i Sverige. I Danmark, t ex, är bokparkett och linoleum vanligare som golvbeläggning och man har dessutom i regel ett ordentligt skydd mot markfukt.

I de flesta europeiska länder mäts emissioner från byggnadsmaterial i klimatkammare. Field and Laboratory Emission Cell (FLEC), som utvecklats i Norden (se avsnitt 3.3), har dock väckt intresse även på kontinenten. I regel mäts egenemissionen från materialen. I ett nyligen påbörjat projekt vid Statens Byggeforskningsinstitut (SBI) i Hörsholm, Danmark, studeras dock temperaturens och fuktens inverkan på egenemissionen från olika material. Emissionerna analyseras där såväl kemiskt som sensoriskt.

Sensorisk analys (luktanalys) används i många länder, inte minst i Danmark där metoden har längst tradition, se avsnitt 3.4.

6. Kombinerad fukt- och emissionsforskning

6.1 Fuktens inverkan på emissioner

Emissioner från byggnadsmaterial är ofta orsakade av fukt. En del material som är måttligt emitterande under normala förhållanden kan emittera kraftigt vid fuktpåverkan. Ofta härrör inte problemen från enstaka material utan från samverkan mellan flera material. Exempel på emissionsproblem orsakade av fukt är (se vidare kapitel 4):

- avgivning av aldehyder och karboxylsyror från linoleummattor
- avgivning av kemiska ämnen förorsakade av mögelpåväxt på trä och andra organiska material
- avgivning av aldehyder från mineralull
- ammoniakavgivning (kaseinhaltigt flytspackel)
- avgivning av kemiska ämnen förorsakade av nedbrytning av mjukgörare i PVC-mattor (alkalisk miljö)
- avgivning av kemiska ämnen förorsakade av förtvålning av lim för golvbeläggningar (alkalisk miljö)

För luftkvaliteten i ett rum är det den totala emissionen från en byggnadsdel, dvs kombinationen av stommaterial, ytmaterial m m, som är intressant. Det gäller därför att välja konstruktioner som gör risken för emissioner så låg som möjligt. Då fukt ofta visat sig orsaka emissioner är det viktigt att välja ett byggnadssätt som ger lägsta möjliga fuktbelastning. Byggnaden måste ges ett ordentligt skydd mot nederbörd och markfukt.

Vidare måste byggnadsmaterial skyddas mot fukt under byggtiden och inbyggda fuktiga material ges möjlighet att torka ut.

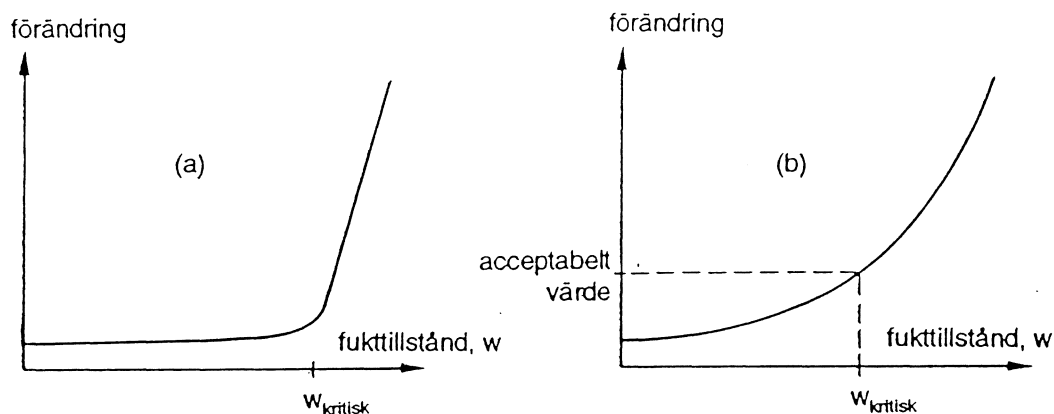
Uttorkning av byggfukt står dock ofta i konflikt med ekonomiska intressen då det försenar byggandet. Det är därför av stort intresse att bestämma så exakt som möjligt vid vilka fukttillstånd problem uppstår.

6.2 Bestämning av kritiska fukttillstånd

Kritiska fukttillstånd

Man har idag dålig kännedom om på vilket sätt olika material och materialkombinationer reagerar på fuktbelastning. Det är troligt att om man successivt ökar fuktbelastningen fås en markant ökning av nedbrytningen när ett visst *kritiskt* fukttillstånd uppnås. Det finns ett stort behov av att ta fram dessa kritiska fukttillstånd för olika material och materialsammansättningar. Detta gäller i särskilt hög grad de kritiska fukttillstånden med avseende på emission av skadliga ämnen.

Det kritiska fukttillståndet $w_{kritisk}$ definieras antingen som det fukttillstånd vid vilket en dramatisk egenskapsförändring (t ex ökad emission) sker eller som det fukttillstånd över vilket egenskapsförändringen blir oacceptabel (Hedenblad och Nilsson, 1987), se figur 6.1.



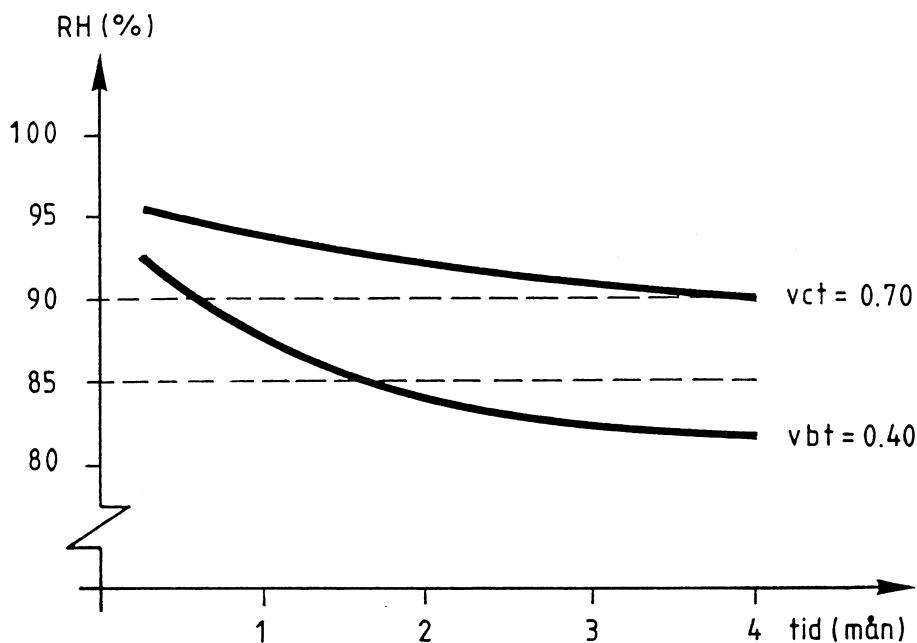
Figur 6.1. Kritiskt fukttillstånd $w_{kritisk}$ som funktion av egenskapsförändring. Två definitioner av kritiskt fukttillstånd är tänkbara. Antingen definieras det kritiska fukttillståndet som det fukttillstånd som medför en dramatisk egenskapsförändring (a) eller som det fukttillstånd som inte får överskridas för att egenskapsförändringen skall vara acceptabel (b).

Figure 6.1. The critical moisture condition $w_{critical}$ as a function of the change of material properties. Two definitions of the critical moisture condition are possible. The critical moisture condition is defined either as the moisture condition when there is a dramatic response (a) or as the moisture condition that must not be exceeded in order to have a limited response (b).

I princip är det materialfabrikantens roll att ta fram $w_{kritisk}$ för sitt material. I många fall påverkar dock olika byggnadsmaterial varandra varför det kritiska fuktillståndet måste tas fram för *hela materialpaketet*.

Golvbeläggningar på betong

Ett exempel är golvbeläggningar på betongbjälklag. Betong innehåller vid produktionen mycket fukt, vilken tar lång tid att torka ut (figur 6.2). Fukten i betong är alkalisk, vilket gör den särskilt aggressiv. Hur hög alkaliteten är beror bl a på cementtyp och vct. Alltför hög halt av alkalisk fukt har visat sig bryta ner golvlim och mjukgörare i PVC-mattor varvid emissioner avges. Idag rekommenderas schablonmässigt att den relativa fuktigheten (RH) i betongen högst får vara 85% respektive 90% beroende på typ av beläggning. Om gränsen i stället kan fastställas till några procent högre eller lägre har detta mycket stor inverkan på byggtiden och därmed på byggkostnaden. Skillnaden i väntetid kan vara flera månader, se figur 6.2.



Figur 6.2. Uppmätta tidsförlopp för RH hos betongplattor med olika vattencementtal (vct)/vattenbindemedelstal (vbt). Betongerna är tillverkade med Slite standard-cement. Betongen med vct = 0,70 har vattenhärdats i 28 dygn. Betongen med vbt = 0,40 (en s k självtorkande betong), vilken innehåller 5% silikastoft, har vattenhärdats i två månader. Efter härdningen har betongerna lagrats i klimatrums med 60% RH och 18°C. Torktiderna är som synes starkt knutet vct/vbt. (Hedenblad, 1994)

Figure 6.2. Measured drying times for different concretes. The concretes have been manufactured with Slite ordinary Portland cement. The concrete with the water/cement ratio 0,70 has been water cured for 28 days, whereas the concrete with the water/binder ratio 0,40 has been water cured for 2 months. After curing the concretes were stored in a climatic chamber with 60% RH and 18°C. The drying times strongly depends on the water/cement (water/binder) ratio. (Hedenblad, 1994)

Sedan flera år pågår i Sverige forskning om så kallad högpresterande betong, dvs betong med $w/c \leq 0,35$ à $0,40$ och eventuellt innehållande 5 à 10% silikastoft. Denna betong har högre hållfasthet än normal betong. Den har också förmågan att torka snabbt (figur 6.2), varför den också kallas självtorkande eller byggfuktfri betong. I högpresterande betong sjunker den relativa fuktigheten snabbare till den nivå som krävs för att applicera en tät golvbeläggning. Betongkvaliteten har således stor betydelse för väntetiden före mattläggning.

Högpresterande betong kan dock ha såväl högre som lägre alkalitet än konventionell betong. w/c är lågt vilket medför ökad alkalitet. Ibland används dock lågalkaliskt cement vilket sänker alkaliteten. Vidare kräver tillverkningen av högpresterande betong mer flyttillsatsmedel än konventionell betong. Detta skulle kunna medföra att högpresterande betong avger mer emissioner vid en viss RH än konventionell betong. Ovanstående faktorer medför att det kritiska fuktillståndet för högpresterande betong möjligen kan vara lägre än i konventionell betong. Det kritiska fuktillståndet för en viss golvbeläggning blir sålunda förmodligen beroende av betongkvaliteten och använda tillsatsmedel.

Golvbeläggningsens täthet spelar en stor roll vid bestämning av det kritiska fuktillståndet. Vid användning av en mer genomsläpplig beläggning kan troligen ett högre fuktillstånd i underlaget tillåtas eftersom viss uttorkning tillåts genom beläggningsen. En genomsläpplig beläggning kan dock tänkas ha lättare att släppa igenom eventuella emissioner från underliggande material.

Träregelväggar

Ett annat exempel är den traditionella träregelväggen. Denna vägg kan innehålla material med mycket byggfukt, t ex trä och isoleringsmaterial. Den kan också drabbas av fukt då den ingår i en färdig byggnad genom kapillärsugning via fasaden (Sandin, 1992) eller via grunden. Fukten kan ge upphov till mögel på trä och emissioner från värmeisoleringsmaterial, se kapitel 4.

6.3 Fuktdimensionering

Kännedom om de kritiska fuktillstånden kan möjliggöra dimensionering av en konstruktion med avseende på fukt. Vid fuktdimensionering av ett material eller en materialkombination krävs kännedom dels om fuktbelastningens nivå och variation, dels om hur materialet/materialkombinationen reagerar på olika fuktnivåer och varaktigheter.

En analogi kan göras med hållfasthetsdimensioneringens huvudparametrar "last" och "bärförmåga". Vid fuktdimensionering motsvaras "lasten" av

fukttillståndet i konstruktionen och ”bärförmågan” av det kritiska fukttillståndet i materialet eller materialkombinationen. Lasten kommer liksom vid hållfasthetsdimensionering att variera med tiden.

Idag pågår forskning om såväl den *yttre* fuktlasten på en byggnad – regn, markfukt m m – som om den av den yttre fuktbelastningen orsakade *inre* fuktlasten, d v s den last som drabbar materialen i byggnaden (Harderup, 1993). För vissa fall är den inre lasten väl känd, t ex i fallet byggfukt i betong (Hedenblad, 1994).

Vilket fukttillstånd i konstruktionen (last) som kan accepteras beror på konsekvensen av en eventuell fuktskada. Om det t ex gäller mögelbildning eller emission av farliga ämnen styrs säkerhetsfaktorn av hur man värderar hälsorisken.

7. Förslag till fortsatta studier

I nuläget saknas kunskap för att kunna bedöma byggnadsmaterials hälsofarlighet. Det är emellertid klarlagt att fuktproblem ofta orsakar mögelpåväxt eller emissioner och detta kan i sin tur orsaka sjuka-hus-symptom. Det är också känt att problem är sällsynta om byggnadsmaterialen hålls torra.

Kritiska fukttillstånd

Sundell och Kjellman (1993) pekar i en färsk undersökning på att ytterst lite forskning gjorts för att undersöka sambandet mellan hälsobesvär och fuktbelastning av byggnadsmaterial och byggnadskonstruktioner. Ett viktigt framtida forskningsområde är därför att ta fram kritiska fukttillstånd för byggnadsmaterial och byggnadskonstruktioner, d v s att ta reda på vid vilka fuktnivåer som egenskapsförändringarna p g a fuktbelastning blir oacceptabla. Några exempel på sådana problem har presenterats i avsnitt 6.2.

Kunskap om de kritiska fukttillstånden hos material kan underlätta val av lämpliga byggnadsmaterial och lämplig byggnadsteknik och därmed möjliggöra ett byggnad som minimerar risken för fuktproblem.

Gränsvärden för materialemission

Trots ett flertal undersökningar under senare år har man idag mycket dålig kunskap om byggnadens betydelse för uppkomst av besvär som allergier och sjuka-hus-symptom. Sundin och Kjellman (1993) påpekar att byggnadstekniker, kemister, medicinare m fl normalt forskar inom sina respektive fack. När någon av dem studerat hela problemkomplexet har de, bortsett från sådant som faller inom deras eget fack, ej behärskat hela

området. Inget egentligt samarbete har ägt rum där olika fackmän bidragit med sina specialkunskaper.

I framtida forskningsprojekt borde tvärvetenskapliga band knytas mellan byggnadstekniker, byggnadsfysiker, materialforskare, medicinare, kemister, ventilationstekniker, mikrobiologer m fl. Målsättningen för en sådan forskning borde vara att undersöka kopplingen mellan emissioner och symptom (dos-respons-undersökningar). Med kunskap om dessa samband kan sedan gränsvärden tas fram vad gäller avgivning av emissioner från såväl enskilda byggnadsmaterial som sammansatta konstruktioner och hela byggnader.



Referenser

- Alexanderson, Johan (1992)
”Underlagets betydelse för emissioner från golv”, *AMA-nytt Mark•Hus*, nr 1/92.
- Andersson, Kjell och Stridh, Göran (1990)
”Byggnader med störningar i inomhusklimatet – en utredningsmodell”, *AMA-nytt Mark•Hus*, nr 2/90.
- Bornehag, C-G och Karpe, J (1993)
Utvärdering av två metoder för åtgärder av flytspackelproblem, SP Rapport 1993:12, Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut, Borås.
- Boverket (1994)
Boverkets byggregler -94 (föreskrifter, allmänna råd), BBR 94, Boverket.
- Brown, V M, Crump, D R and Gardiner, D (1992)
”Measurement of volatile organic compounds in indoor air by passive technique”, *Environmental Technology*, Vol. 13, pp. 367–375.
- Ekstrand-Tobin, A (1993)
Samband mellan astma och inomhusmiljö? Undersökning i 60 unga astmatikers bostäder, Rapport R35:1993, Byggforskningsrådet.
- Engvall, Karin och Norrby, Christina (1992)
Upplevt inomhusklimat i Stockholms bostadsbestånd, Utredningsrapport nr 1992:4, Utrednings- och statistikkontoret, Stockholm stad.
- Fanger, P Ole (1988)
”Hidden olfs in sick buildings”, *ASHRAE Journal*, November, pp. 40-43.
- Fridén, Ramon (1993)
”Miljonprogrammets bostäder är fulla av radon – intervju med Gustav Åkerblom, radonutredare”, *Energi & Miljö*, nr 11–12/93.
- Gehrig, R et al (1993)
Schadstoffemissionsverhalten von Baustoffen. Phase I: Methodische Entwicklung, EMPA, Dübendorf, Schweiz.
- Grahn Ahlbom, I (1993)
Bygger vi sunt?, Rapport R19:1993, Byggforskningsrådet.
- Gustafsson, Hans (1990)
Kemisk emission från byggnadsmaterial – beskrivning av skadefall,

- mätteknik och åtgärder*, SP Rapport 1990:25, Sveriges provnings- och forskningsinstitut, Borås.
- Gustafsson, Hans (1991)
”Materialval och kemiska emissionsdata”, *AMA-nytt Mark•Hus*, nr 2/91.
- Gustafsson, Hans och Jonsson, Bengt (1991)
Review of small scale devices for measuring chemical emissions from materials, SP Report 1991:25, Swed. Nat. Testing & Research Inst, Borås.
- Gustafsson, Hans (1992)
Building materials identified as major sources for indoor air pollutants. A critical review of case studies, Document D10:1992, Swedish Council for Building Research, Stockholm.
- Gustafsson, Hans et al (1992)
”Resultat från emissionsmätningar på golvmaterial”, *AMA-nytt Mark•Hus*, nr 2/92.
- Harderup, Eva (1993)
”Fuktsäkerhet i byggnader – generell metod för fuktdimensionering av byggnader”, *AMA-nytt Mark-Hus*, nr 1/93.
- Hedenblad, Göran och Nilsson, Lars-Olof (1987)
Kritiska fuktnivåer för några byggnadsmaterial: preliminär undersökning, Rapport TVBM-3028, avd. Byggnadsmaterial, Lunds tekniska högskola.
- Hedenblad, Göran och Janz, Mårten (1994)
Inverkan av alkali på uppmätt RH i betong, Rapport TVBM-3057, avd. för Byggnadsmaterial, Lunds tekniska högskola.
- Hedenblad, Göran (1994)
Uttorkning av nygjuten betong – uttorkningstider samt principer för RF-mätning, Informationsskrift om fuktsäkerhet i byggnader, Byggeforskningsrådet/SBUF. (under utarbetande)
- Hellström, Björn (1987)
”Sentida skador i golv – speciellt från olämpligt sammansatta flytspackel”, *Väg- och vattenbyggaren*, nr 5/87.
- Hellström, Björn (1988)
”Kaseinhaltenigt flytspackels roll i problemhus”, *Byggeforskning*, nr 6/88.
- Hillerborg, A et al (1983)
Kompendium i byggnadsmateriallära, del II och III, Avd. Byggnadsmaterial, Lunds Tekniska Högskola.
- Hult, M och Persson, R (1991)
Allergikeranpassade bostäder. Generellt planeringsunderlag, Rapport R1:1991, Byggeforskningsrådet.

- Johansson, Sven-Erik, Euroc Research, Lund. Personlig kontakt 1993-09-17.
- Kemikalieinspektionen (1989)
Kemikalieinspektionens föreskrifter om formaldehyd i träbaserade skivor, KIFS 1989:5, Kemikalieinspektionen.
- Kirchner, S et al (1993)
"Characterization of volatile organic compounds emission from floor coverings", *Proc. Indoor Air '93*, Helsinki, 4-8 July.
- Kronvall, Johnny (1993)
"Malmöundersökningen granskad", *Byggforskning*, nr 7-8/93.
- Lindell, S (1993)
Kostnader för att åtgärda flytspackel, Rapport R7:1993, Byggforskningsrådet, Stockholm.
- Nevander, L-E och Elmarsson, B (1991)
Fuktdimensionering av träkonstruktioner. Riskanalys. Rapport R38:1991, Byggforskningsrådet, Stockholm.
- Norling Mjörnell, K (1994)
Self-Dessication in Concrete, Inst för Byggnadsmaterial, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.
- Nyman, E och Sandström, N-Å (1991)
Mikroorganismer i ventilationssystem, Rapport R45:1991, Byggforskningsrådet, Stockholm.
- Persson, Bertil (1992)
Högpresterande betongs hydrattation, struktur och hållfasthet, Rapport TVBM-1009, avd. för Byggnadsmaterial, Lunds tekniska högskola.
- Persson, U et al (1994)
Samhällsekonomiska kostnader avseende allergiska besvär för barn/vuxna i Sverige 1983-1993, IHE Arbetsrapport 1994:3, Institutet för hälso- och sjukvårdsekonomi, Lund.
- Peterson, Olle (1992a)
Något om flyktiga ämnen i samband med betong, Rapport TVBM-7016, avd. för Byggnadsmaterial, Lunds tekniska högskola.
- Peterson, Olle (1992b)
Flyktiga ämnen från PVC-mattor på betong, Rapport TVBM-7020, avd. för Byggnadsmaterial, Lunds tekniska högskola.
- Samuelson, A och Bornehag, C-G (1993)
Ammoniak och aminer i inomhusluft vid flytspackelproblem, SP Rapport 1993:11, Sveriges provnings- och forskningsinstitut, Borås.

- Samuelson, I (1986)
”Hus med mögel – en statusrapport till SVR:s byggfelsgrupp”, *Väg- och Vattenbyggaren*, nr 10/86.
- Sandin, Kenneth (1992)
”Fuktsäker skalmur med träregelstomme”, *AMA-nytt Mark-Hus*, nr 1/92.
- SBI (1993)
Indeklimatmärkning av byggevarer. Del 2: Faglig og teknisk dokumentation af en prototypeordning, SBI-rapport 233, Statens Byggeforskningsinstitut, Hörsholm, Danmark.
- SBUF (1993)
”Emissioner i byggnader”, *SBUF Informerar*, nr 93:41, Svenska Byggbranschens Utvecklingsfond, Stockholm.
- Scanvac (1990)
Klassindelade inneklimatsystem – riktlinjer och specifikationer, R1, Svenska inneklimatinstitutet, Scanvac, Stockholm.
- Sigfrid, L (1992)
Byggmaterial på 1900-talet, Rapport 92:12, Svenska Renhållningsverks-Föreningen.
- SIB (1993)
Bostadsbeståndets inneklimat, ELIB-rapport nr 7, Statens institut för byggnadsforskning, Gävle.
- Socialdepartementet (1989)
Att förebygga allergi/överkänslighet; betänkande av allergiutredningen, Statens offentliga utredningar, SOU 1989:76, Socialdep., Stockholm.
- SP (1993a)
”Roterande värmeväxlare”, *Provning- och forskning*, nr 1/93, Sveriges provnings- och forskningsinstitut (SP), Borås.
- SP (1993b)
”Ger mineralull sjuka hus?”, *Provning- och forskning*, nr 2/93, Sveriges provnings- och forskningsinstitut (SP), Borås.
- SP (1994a)
”Våttorkning av golv ger ökad kemisk emission”, *Provning- och forskning*, nr 1/94, Sveriges provnings- och forskningsinstitut (SP), Borås.
- SP (1994b)
”Åldrat karbamidskum i yttervägg”, *Provning- och forskning*, nr 1/94, Sveriges provnings- och forskningsinstitut (SP), Borås.
- Stridh, Göran (1990)
”Emission av kemiska ämnen från byggnadsmaterial”, *AMA-nytt Mark•Hus*, nr 2/90.

- Stridh, G et al (1993)
"Levels of VOC and foraldehyde in the Swedish housing stock", *Proc. Indoor Air '93*, Helsinki, 4-8 juli..
- Sundell, Jan (1993)
"Något om kunskapsläget rörande sjuka byggnader", *Bygg & Teknik*, nr 3/93.
- Sundell, J och Kjellman, M (1993)
Inomhusmiljöns betydelse för allergi och annan överkänslighet. En kunskapsammansättning, Folkhälsoinstitutet, Stockholm. (Under utarbetande)
- Swedjemark, A et al (1993)
"Radon i 1988 års bostadsbestånd", *Bygg & Teknik*, nr 3/93.
- Wengholt Johnsson, Helene och Werner, Marie (1991)
Emissioner från modern betong, Projektarbete i kursen Byggnadsmaterial FK, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.
- Wengholt Johnsson, Helene (1991)
Litteraturredport inom forskningsprojektet "Inomhusklimatstudier med inriktning på emissioner från materialtekniska system", Chalmers tekniska högskola, Göteborg.
- Wengholt Johnsson, Helene (1993)
Lägesrapport inom forskningsprojektet "Inomhusklimatstudier med inriktning på emissioner från materialtekniska system". *Beskrivning av mätförsöken*, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.
- WHO (1989)
Indoor Air Quality: Organic Pollutants, Report on a WHO-meeting, Euro Reports and Studies 111, WHO Regional Office for Europe, Köbenhavn.
- Wistedt, Pia och Svedberg, Gunnar (1985)
Avgivning av hälsofarliga ämnen från byggmaterial: litteraturredport, Inst. för Kemisk apparatteknik, Kungliga tekniska högskolan, Stockholm.
- Wolkoff, P et al (1991)
"Field and Laboratory Emission Cell: FLEC", *Conference Proceedings Healthy Buildings '91*, 4-8 Sept., pp. 160-165, Washington DC, USA.
- Yxhult AB (1993)
Lättbetonghandboken, Yxhult AB, Kumla.

Institutioner i Sverige och utomlands som forskar om emissioner

Danmark

Arbejdsmiljøinstituttet
Attn: Peder Wolkoff
Lersø Parkallé 105
DK-2100 KÖBENHAVN Ö
Tel: +45-39-29 97 11
Fax: +45-39-27 01 07

Danish Technological Institute
Dept. of Environmental Toxicology
Attn: Arne Grove
PO Box 141
DK-2630 TAASTRUP

SBI

Avd. for Energi og Indeklima
Attn: Peter A Nielsen
Postbox 119
DK-2970 HÖRSHOLM
Tel: +45-42 86 55 33
Fax: +45-42 86 51 69

Finland

VTT-Chemical Technology
Attn: Kristiina Saarela
PL 204
SF-02151 ESPOO
Tel: +358-0-45 65 292
Fax: +358-0-46 00 41

Frankrike

CSTB
Service "Eaux, Air & Environnement"
Division Qualité de l'Air & de l'Eau
Attn: Dr. Séverine KIRCHNER
B.P. 02
Champs-sur-Marne
F-77421 MARNE LA VALLE Cedex 2
Tel: +33-1-64 68 82 66
Fax: +33-1-64 68 84 73

Centre Technique du Bois et de
l'Ameublement
Attn: Hervé Sageot
10 Av. de Saint Mandé
F-75012 PARIS

Laboratoire d'Hygiène de la Ville de
Paris
Attn: Anne-Marie Laurent
11 rue George Eastman
F-75013 PARIS

Italien

Centro Comune di Ricerca
Istituto Ambiente, TP 290
Attn: Dr. Helmut Knöppel
Maurizio De Bortoli
I-21020 ISPRA (VA)
Tel: +39-332-789204
Fax: +39-332-785867

Nederländerna

TNO Building & Constr. Research
Dept. of Indoor Environment
Building Physics and Systems
Attn: Jan F van der Wal
PO Box 29
NL-2600 AA DELFT
Tel: +31-15-60 84 43
Fax: +31-15-60 84 32

Norge

SINTEF-SI
Attn: Kåre Helge Karstensen
Postboks 124 Blindern
N-0314 OSLO

Statens forurensningstilsyn
Attn: Amund Gaut
Postboks 8100 Dep.
N-0032 OSLO

Techno Consult
Kjørboveien 23
N-1300 SANDVIKA

Institutt for Organisasjons- og
Arbeidslivsfag/NTH
Attn: Dr. Olav Bjørseth
Alfred Getz vej 1
N-7034 TRONDHEIM
Tel: +47-7-59 35 75
Fax: +47-7-59 35 65

SINTEF Applied Chemistry
Sæm Sælands vej 2
N-7034 TRONDHEIM

Schweiz

EMPA
Abt. Luftremdstoffe
Attn: Dr. Robert Gehrig
Überlandstraße 129
CH-8600 DÜBENDORF
Tel: +41-1-823 42 34
Fax: +41-1-821 62 44

Stadt Kloten
Umwelt und Gesundheit
Attn: Mr Heinz Rothweiler
Kirchgasse 7
CH-8302 KLOTEN
Tel: +41-1-815 13 30
Fax: +41-1-815 13 20

Inst. universit. de l'hygiène de travail
Attn: Claude Alain Bernard
19 rue du Bugnon
CH-1005 LAUSANNE

Inst. f. Hygiene u. Arbeitsphysiologie
Attn: Prof Hans Urs Wanner
ETH-Zentrum
CH-8092 ZÜRICH

BIGA Arbeitshygiene
Attn: Dr Rudi Knutti
Kreuzstr. 26
CH-8008 ZÜRICH

Storbritannien

BRE
Attn: Derrick Crump
Garston
WATFORD, WD2 7JR

Sverige

SP
Kemisk Analys
Attn: Hans Gustafsson
Box 857
S-501 15 BORÅS
Tel: +46-33 16 50 00
Fax: +46-33 13 55 02

Chalmers tekniska högskola
Avd. Byggnadsmaterial
Attn: Helene Wengholt Johnsson
S-412 96 GÖTEBORG
Tel: +46-30 772 10 00

Kungl. Tekniska Högskolan
Kemisk Apparatteknik
S-100 44 STOCKHOLM
Tel: +46-8-790 60 00

FOA
Cementvägen 20
S-901 82 UMEÅ

Tyskland

Institut für Wasser-, Boden- und
Lufthygiene
Bundesgesundheitsamt
Attn: Prof Dr B Seifert
Dr. D. Ullrich
Corrensplatz 1
D-14195 BERLIN

Fraunhofer-Arbeitsgruppe für
Holzforschung
Wilhelm-Klauditz-Institut (WKI)
Attn: Priv-Doz Dr R Marutsky
Bienroder Weg 54E
D-38108 BRAUNSCHWEIG

VDZ
Attn: Dr Söllenböhrmer
Tannenstrasse 3
D-40476 DÜSSELDORF

TÜV Norddeutschland
Attn: Michael Wensing
Grosse Bahnstrasse 31
D-2000 HAMBURG 54

Fraunhofer Institut für Toxicologie
und Aerosolforschung
Attn: Prof. Dr. Karsten Levsen
Nikolai-Fuchs Str. 1
D-30625 HANNOVER

Institutes für Okologische Chemie
GSF-Forschungszentrum Umwelt
und Gesundheit mbH
Ingolstädter Landstr. 1
Neuherberg
D-85758 OBERSCHLISSHEIM