

**HANDLEDNING I UPPHANDLING
AV EMISSIONSMÄTNINGAR PÅ
LIMMADE GOLVSYSTEM PÅ
BETONG**

SBUF-projekt 11625

SLUTRAPPORT

Göteborg 2008-07-03

CA consultadministration ab, avd bygg och
miljöanalys

Innehåll

.....	2
Projektorganisation och finansiering.....	3
Sammanfattning och diskussion.....	4
Vidare forskning och utveckling.....	5
Inledning.....	6
Bakgrund.....	6
Orsaker till emissioner från limmade mattor på betong.....	7
VOC-transport i golvkonstruktioner.....	9
Förekommande mättekniker och genomförda studier.....	9
Field and laboratory emission cell –FLEC.....	10
Alexandersson 1994. ”Långtidsinverkan av fukt på limmade golvbeläggningar på underlag med olika alkalitet”.....	11
Jonsson 1995. Kemisk emission från limmade golvsystem.....	13
Sjöberg 2001. Mätning av deponerade VOC i betong.....	16
Betongprofilanalyser.....	19
Kvantifiering av VOC i betong med multipel headspace.....	20
Kvantitativ analys av VOC i betong och solid phase micro extraction.....	21
Grantén 2004. Mätningar av emission från limmad matta med stansat hål.....	24
Mätresultatens kvalitet och tillförlitlighet.....	26
Konsultens roll i det egna företaget.....	27
Standardiserade mätningar.....	27
Validering av metoder.....	28
Referensnormaler och referensmaterial.....	28
Jämförelse av resultat med resultat framtagna med andra metoder.....	28
Övriga valideringstekniker.....	29
Detektionsgräns.....	29
Bestämbarhetsgräns.....	29
Mätområde.....	29
Riktighet.....	29
Precision.....	30
Apparatur och utrustning, inklusive prestandakrav.....	30
Provtagning.....	30
Slumpmässig provtagning.....	31
Systematisk provtagning.....	31
Riktad provtagning.....	31
Upphandling av mätningar utförda med icke-standardiserade metoder.....	31
Specifikation av kundens syfte med provningen.....	32
Enhet och noggrannhet.....	33
Nedbrutet mattlim och effekter på människa.....	33
Klassificering och nivågränsvärden för butanol och etylhexanol.....	34
Referenser:.....	38

Projektorganisation och finansiering

Arbetet är finansierat av Svenska byggbranschens utvecklingsfond, SBUF.

Projektledare har varit Kristina Gabrieli, NCC Teknik, Göteborg

Rapporten är skriven av Claes Engström, CA consultadministration ab avd Bygg och miljöanalys, Göteborg.

Handledning i upphandling av emissionsmätningar på limmade golvsystem på betong

Sammanfattning och diskussion

Byggbranschens aktörer lägger idag mycket tid och pengar på att undvika nedbrytning av mattlim på fuktig betong, sk förtvålning. Mer cement i betongen (för snabbare uttorkning), RBK- auktoriserad fuktkontroll och senareläggning av mattläggning, är vanliga åtgärder.

Dessa försiktighetsåtgärder används för att undvika en ökad emissionsavgång från golvbeläggningen. Risken bedöms annars vara att hälsan hos husets brukare äventyras.

Misstanken om en koppling mellan nedbrytning av mattlim och ohälsa kan ibland föranleda undersökningar av emissioner från limmade golvbeläggningar på betong, i fall där brukare upplever ohälsa av inomhusmiljön.

Denna rapport försöker sprida ljus kring problem som behöver hanteras vid beställning av mätningar av emissioner från limmade golvbeläggningar på betong. Tolkning av mätresultaten försvåras av ett antal faktorer:

- Branschen som helhet har inte bestämt sig för vad som är för höga emissioner. Officiella gränsvärden saknas.
- Det finns ett antal mätmetoder att välja bland. Metoderna är i flera fall inte standardiserade.
- Olika mätmetoder mäter olika parametrar och jämförelser mellan olika mätresultat försvåras därmed.

I en standard definieras vad det är för arbete som ska utföras, hur noga mätningen ska göras och vilka kvalitetssäkringskrav som föreligger. I en situation där en standard inte finns att tillgå, ställs istället extra stora krav på kompetens hos den som beställer mätningen. Krav som annars hade specificerats i standarden måste istället specificeras av beställaren.

Samtidigt är det vanligtvis en fastighetsägare eller entreprenör som beställer en mätning av emissioner från en limmad golvbeläggning. Ingen av dessa yrkeskategorier har större vana av att beställa kemiska mätningar. - En olycklig kombination. Målet med denna rapport är därför att förbättra utgångsläget för en beställare av emissionsmätningar, genom att upplysa om vilka mätmetoder som finns att tillgå och vilka krav en mätmetod bör leva upp till för att vara kvalitetssäkrad.

Den horisontella utbredningen av en emissionsskada har visat sig vara svår att bedöma. Samtidigt finns inga publicerade metoder för val av provpunkter vid emissionsmätning. De standarder och metoder som publicerats beskriver endast tillvägagångssättet från det att provtagningspunkten väl är vald. Detta ställer bland annat till problem vid bedömningar av hur stora golvytor som kan behöva åtgärdas. Det kan också leda till att olika mätande konsulter drar olika slutsatser om en skadas omfattning, beroende på var de väljer sina mätpunkter.

Golvbranschens riksförbund och WSP är de enda aktörerna som publicerat riktvärden för emissioner från en sammansatt golvbeläggning. Värdena återges i denna rapport tillsammans med försök att räkna om dem på olika sätt för att jämföra resultat från olika metoder. Resultaten från

presenterade omräkningar är långt ifrån någon exakt vetenskap. De återges endast som stöd för den beställare av emissionsmätningar som ser sig tvungen att försöka jämföra resultat från olika typer av mätningar. Omräkningarna bygger på ett litet material och kan därför sägas vara av låg kvalitet.

I rapporten återges också ett antal mätresultat framtagna med olika metoder. Syftet är att ge en beställare av emissionsmätningar något att jämföra egna resultat med.

Nedbrytning av mattlim på betong sker alltid. Svårigheten är bestämma vid vilken nedbrytningsnivå, eller emissionsnivå, som en skada kan anses föreligga. Gemensamt för olika studier av emissionsnivåer är att man anser att en skada föreligger vid den punkt då emissionshastigheten tycks accelerera. Man är överens om att det är alkaliteten i underlaget som är styrande, men alkaliteten är svår att mäta, så man anger relativ fuktighet i betongen för den punkt där emissionsförekomsten börjar accelerera (alkali transporteras i vatten).

Ytterligare en reflektion i sammanhanget är att ju högre upplösning mätmetoden har, desto snävare sätts gränsen för skada. En metod med lägre detektionsgräns kan skilja olika prover åt vid lägre emissioner och man kan då upptäcka en accelererande trend tidigare. Med en sådan utveckling skärps gränsen för skada i takt med att metodernas detektionsgränser sänks.

Eftersom det är oro för sk sjukahus-symtom som ofta driver fram ett beslut om emissionsmätning, återges i rapporten ett antal studier där samband mellan limnedbrytning och hälsa har studerats. Slutsatsen är att det inte finns publicerade bevis för att limnedbrytning påverkar människors hälsa. Samtidigt finns inte heller bevis för motsatsen. Ämnet är dåligt undersökt. Studierna är för små och de är inte konklusiva. Materialet ger inte någon bra grund för att sätta gränsvärden ur ett hälsoperspektiv.

Vidare forskning och utveckling

Vidare forskning och utveckling inom området borde fokusera på följande uppgifter:

Gränsvärde för skada

En erkänd aktör i branschen borde delges uppgiften och förtroendet att sätta emissionsgränsvärden för skada. Idag har vi en situation där en olämplig golvkonstruktion bedöms vara en konstruktion där relativ fuktighet i betong under en PVC-matta överstiger 85 %. Samtidigt kan ett golv där matta limmats mot låg-vct betong med 85 % RF, uppvisa högre emissioner än vad som avges från motsvarande golv vid 90 % RF med betong av högre vct.

Referensnormal

Det vanligaste sättet att kontrollera en kemisk mätmetod är att analysera ett prov med ett känt innehåll. Den perfekta referensnormalen för emissionsmätningar på limmade golvkonstruktioner hade därför varit ett material vars dimensioner, innehåll av betongbunden VOC, innehåll av gasfas-VOC och emissionshastighet från ytan hade varit känt. En sådan referensnormal hade öppnat möjligheten att kvalitetssäkra samtliga metoder och gjort det möjligt att börja översätta mätvärden från en metod till en annan.

Inledning

Rapporten är i första hand tänkt som läsning för fastighetsägare, entreprenörer, konsulter mfl som står i begrepp att handla upp mätningar av nedbrytningsprodukter från alkalisk esterhydrolys av mattlim på betongkonstruktioner. Populärt kallas skadan limnedbrytning eller förtvålning.

Läsaren ska få ett verktyg för att specificera omfattning och kvalitet på det mätuppdraget. Tanken är också att läsaren ska få en djupare förståelse för vad limnedbrytning är för något och hur vilka kunskaper och kunskapsluckor som finns kring emissionsskadornas uppkomst och effekter.

Bakgrund

Mätningar av emissioner från limmade golvbeläggningar på betong är vanligt förekommande vid skadeutredningar av så kallade "sjuka hus". Inte sällan förs skadetyper fram som en möjlig orsak till de allergiliknande symtom som drabbar brukare i vissa objekt (tex Moderna Museet, Kalmar polishus, Karlstads sjukhus, Astrid Lindgrens barnsjukhus etc.). Detta trots att samband mellan emissioner från alkalisk hydrolys av golvkomponenter och hälsobesvär inte är bevisad och dåligt undersökt i den vetenskapliga litteraturen. De kopplingar som gjorts mellan nämnda emissioner och symtom är baserade på enskilda skadeutredares erfarenheter från fältet.

Idag utför skadeutredare mätningar på emissioner från golv på olika sätt. Man mäter koncentrationer i gasfas under matta, koncentrationer i betongens porsystem, total koncentration i betong eller emission från golvet upp i rummet.

Utöver nämnda variationer i mätteknik saknas konsensus om utredningsmetodik. Olika uppfattningar råder om hur många prov som ska tas, hur lämpliga provplatser väljs, hur stor golvyta en mätning kan sägas representera etc. Vidare finns olika idéer om vilka undersökningar som bör komplettera en golvundersökning (t.ex. undersökningar av ventilation, fuktmätning i betong).

De nämnda variationerna i mätförfarande har resulterat i att jämförelser mellan olika skadeutredningar och mot laboratorieförsök inte kan göras. Vid en bedömning av huruvida ett mätvärde är högt och kan tänkas visa på skada i konstruktionen, är man hänvisad till den mätande skadeutredarens bedömning. Skadeutredarens bedömning bygger på jämförelse med egna tidigare mätningar vilka utomstående inte har någon insyn i. Möjligheter till jämförelser med andra skadeutredares mätresultat eller till forskningsresultat kan idag endast göras om samma mätmetod använts.

Emissionsmätningarna används som beslutsunderlag för omfattande och kostsamma golvrenoveringar. Mätningarna och tillhörande slutsatser ligger också till grund för att avgöra vem som bär ansvaret för den uppkomna skadan. Entreprenören kan t.ex. beskyllas för att ha låtit limma mattan innan betongen torkat till föreskriven nivå.

Den beskrivna bakgrunden har lett till att det förekommit att olika skadeutredare kommit till olika slutsatser i samma objekt. Likaså har diskussioner uppstått mellan skadeutredare, entreprenör och fastighetsägare om skada överhuvudtaget kan sägas ha inträffat. Det får betraktas som olyckligt att sådana diskussioner uppkommer i en situation där brukare drabbade av sjuka hus-symtom väntar på besked om vad som är fel i deras byggnad och där inblandade parter ska komma överens om åtgärder och ekonomisk ansvarsfördelning.

Situationen ställer stora krav på beställaren av en emissionsmätning. Bruket av olika mätmetoder kräver en ökad kunskap om vad som är att betrakta som höga mätvärden och vilka kvalitetskrav man som kund bör ställa på mätförfarandet. I dag är det allmänt accepterat att en fuktmätning ska göras enligt RBKs principer. En liknande utveckling borde vara önskvärd när det gäller mätningar av emissioner i fält.

Orsaker till emissioner från limmade mattor på betong

Det kan kanske vara passande att först beskriva vad det är som händer under mattan som limmats mot betong och samtidigt definiera vad som menas med emissioner.

I princip allting i vår omgivning avger emissioner av något slag, även om emissionerna ibland är så små att de knappt är mätbara eller ännu mindre förnimbara med våra sinnen. En innemiljöforskare vid namn Salthammer har skrivit att över 4000 olika ämnen har påträffats i inomhusmiljöer. Vi är idag konstant exponerade för industriellt tillverkade kemikalier var vi än rör oss (både utomhus och inomhus).

En materialtyp som hamnat i fokus när det gäller emissioner i byggnader är PVC- och linoleummattor. Dessa mattor täcker stora ytor i inomhusmiljöer och har därför stor möjlighet att påverka vår inomhusmiljö. Ett vanligt sätt att försöka karaktärisera ett byggmaterials inverkan på inomhusmiljön är att mäta materialets emission av VOC. VOC står för volatile organic compounds.

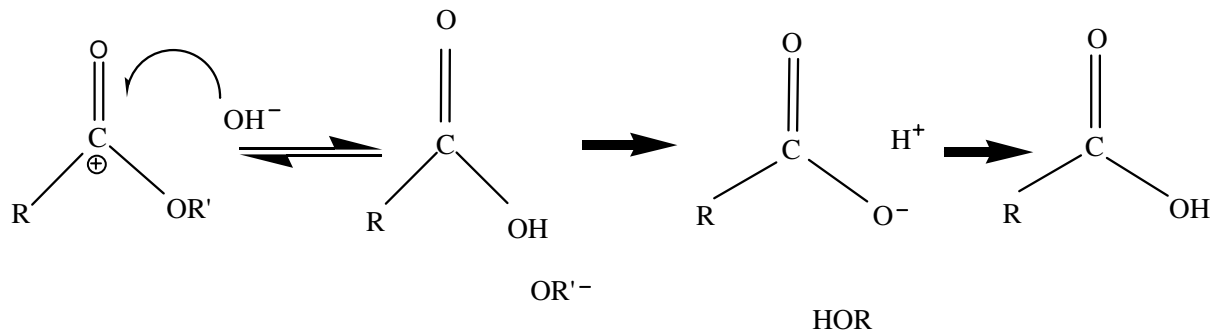
Det finns ett antal olika definitioner av VOC. När VOC rapporteras i ett analysvar från ett laboratorium avses i regel de ämnen som detekterats när de avgått från det adsorbentror som använts vid luftprovtagningen. Provtagning sker genom att luft dras genom ett sk TENAX-rör eller ett kolrör. Röret töms i laboratoriet genom stegvis uppvärmning från 50 till 300 grader samtidigt som en gasström för utbakade ämnen vidare in i ett analysinstrument (tex en gaskromatograf med masspektrometrisk detektor, GC/MS). En annan variant är att provet adsorberas på ett kolrör som sedan töms i labbet genom extraktion med ett lösningsmedel och sedan injiceras provet i analysinstrumentet. Ämnen som reagerat med adsorbenten i TENAX- eller kolröret och därmed inte bakas ut registreras inte. Det samma gäller ämnen som har högre eller lägre kokpunkt än angivet intervall. Mer lågkokande ämnen kallas SVOC (semivolatile organic compounds) och mer högkokande ämnen kallas VVOC (very volatile organic compounds).

Det är alltså möjligt att våra golvmaterial avger andra ämnen än VOC, men dagens mättekniker för VOC är relativt kostnadseffektiva och automatiserade. Så vi mäter VOC.

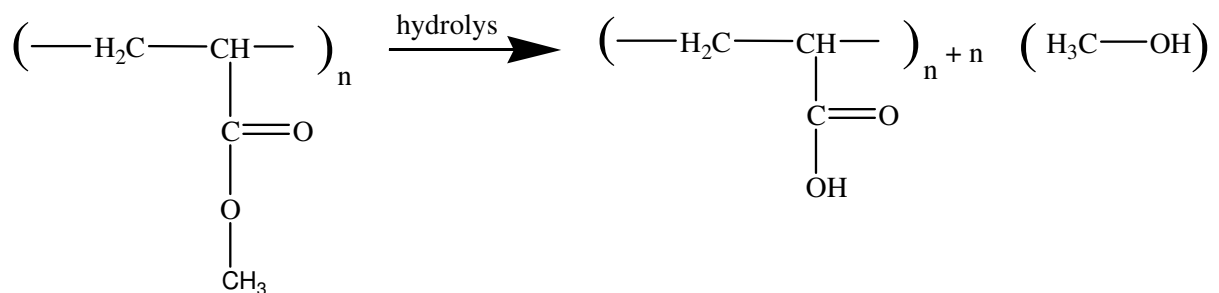
När problem med nedbrutet mattlim först uppmärksammades uppstod två huvudsakliga teorier om vad det var för ämnen som de bildade emissionerna uppstod ur. Eftersom emissionerna dominerades av 2-etylhexanol och 1-butanol misstänktes hydrolys av mjukgöraren DEHP (di-etyl-hexyl-ftalat) tillsammans med hydrolys av akrylatbaserat mattlim.

Möjligen har både limmet och mjukgöraren bidragit till emissioner, men ett antal undersökningar har kommit till bedömningen att det största bidraget kommer från limmet. (Gustafsson 1996, Wengholt-Jonsson 1995). Det bör också påpekas att de största tillverkarna (i alla fall på den svenska marknaden) sedan några år har bytt ut mjukgöraren DEHP mot DINP (di-iso-nonyl-ftalat).

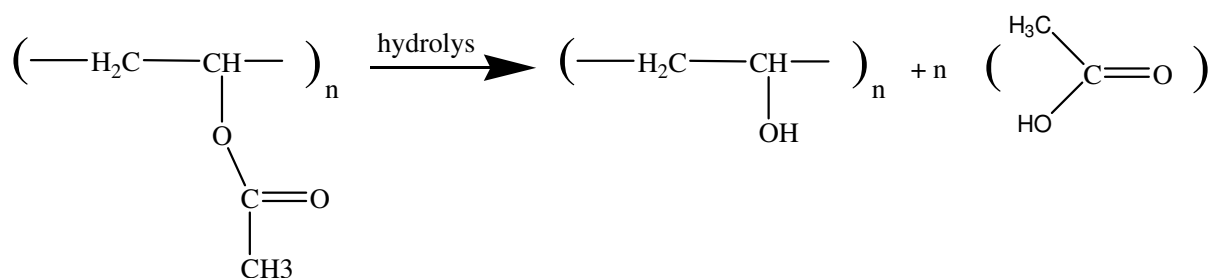
En titt på den kemiska strukturen hos dagens mattlimmer, både akrylatlimmen och de sk alkaliresistenta acetatlimmerna, ger en klar ide om varför dessa lim förväntas brytas ner på betong. Limmerna innehåller esterbindningar som är erkänt känsliga för alkaliska joner. Nedbrytning av esterbaserade mattlim (akrylat och polyvinylacetat) förväntas starta momentant vid limning mot cementbaserade material. (Se figur 1). Rent teoretiskt kan därmed en golvbeläggning limmad med ett esterbaserat lim mot ett cementbaserat underlag, aldrig sägas vara helt oskadad.



Figur 1. Figuren visar principen för alkalisk hydrolys av en ester. En hydroxylgrupp (OH^-) binder in och knuffar samtidigt ut en alkohol. Förekomsten av hydroxylgrupper är mycket hög i betong.



Figur 2. Exempel på hydrolys av en akrylatpolymer. Produkterna blir en ättiksyrepolymer och en alkohol (i figuren syns metanol).



Figur 3. Exempel på hydrolys av en acetatpolymer. Produkterna blir en alkoholpolymer och en syra (i figuren syns ättiksyra).

Med ledning av figur 1-3 ovan kan en kemist spontant antas undra om det överhuvudtaget är möjligt att lägga ett esterbaserat lim mot ett av våra mest alkaliska material – betong. Erfarenhet har dock visat att det funktionsmässigt fungerar. Åtminstone om fuktnivån i betongen inte är för hög. Orsaken till att inte andra limtyper används i sammanhanget kan antagligen skyllas på världsmarknadspriser och tillgång på olika lim. Akrylat- och acetatlimmer står för mycket stora

marknadsandelar. De enda limmerna som kommer upp i liknande volymer är latex och silikonlimmer, men de har visat sig för dyra eller på andra sätt olämpliga som mattlim.

Av resonemanget framgår att reducering av nedbrytningen av esterbaserade limmer kan ske genom att hålla nere koncentrationen av alkali (OH^-) vid limskiktet. Ett sätt att åstadkomma lägre koncentration av alkali vid limskiktet är att limma mot en lågalkalisk avjämningsmassa. Lågalkaliska avjämningsmassor har ett pH kring 11. Under förutsättning av betongen håller pH 13 (Anderberg 2007) innebär det att koncentrationen av OH^- -joner (alkali) är hundra gånger större i betongen än i den lågalkaliska avjämningsmassan, eftersom pH-skalan är logaritmisk.

Ett annat sätt att åstadkomma lägre koncentration av alkali vid limskiktet är att bromsa transporten av alkali från betongen till limskiktet. Vatten bundet till insidan av porer i cementbaserade material antas tjäna som transportväg för alkali. Vid RF 25-30% binds ett första vatten-molekylager till porväggen. Vid 80% har mer än två molekylager bildats. Vid högre fuktnivåer tillstöter kapillärkondensation och fuktbindningen ökar snabbt med stigande RF. Delar av porsystemet blir helt vattenfyllt och kan då fungera som motorväg för ”simmande” alkali på väg mot limskiktet.

Alltså kan nedbrytningen av mattlimmet bromsas genom att bryta den vattenburna transporten av alkali till limskiktet. Detta kan ske på i huvudsak tre sätt (för fördjupning se Sjöberg 2003).

Se till att betongen är så torr som möjligt. Åtminstone i porerna omedelbart under limskiktet. En mycket genomsläpplig golvbeläggning hjälper till att hålla översta betongen torr.

Hydrofobera insidan av porerna närmast under limskiktet så att vattenmolekylerna inte får fäste på porväggarna (tex polysiloxaner ”silikoner”).

Lägg in ett så diffusionstätt skikt som möjligt i konstruktionen (tex epoxi eller aluminiumfolie).

VOC-transport i golvkonstruktioner

Nedbrytningsprodukterna från hydrolysen av limmet förflyttar sig neråt i betongen och upp genom golvbeläggningen (Sjöberg 1999). Teorin kring hur dessa emissioner transporteras i materialen är analog med teorin hur fukt transporteras i samma typ av konstruktion. Dvs ett jämviktsförhållande råder mellan ämnen i gasfas och ämnen bundna till ytan i betongen porer. Mängden ämnen bundna i betongen antas vara flera gånger större än mängden i gasfas.

Emissionerna i betongen kallas deponerade emissioner. Deponerade emissioner förflyttar sig mycket långsammare än fukt. Experimentellt har den effektiva diffusionskoefficienten för tex 2-etylhexanol i betong bestämts till i storleksordning $10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$ (Sjöberg 2001). Som jämförelse kan nämnas att motsvarande konstant för fukt i betong är i storleksordning $10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ (Hedenblad 1996). Att vädra ur VOC ur en betong kan alltså förväntas ta betydligt längre tid än att torka ut fukten i samma betong.

Förekommande mättekniker och genomförda studier

Ett antal olika sätt att mäta emissioner från nedbrutet mattlim har beskrivits i litteraturen. Nedan presenteras dessa i kortform. Där så har varit möjligt presenteras ett antal mätvärden tillsammans med metoden. Mätvärdena presenteras för att ge läsaren något att jämföra eventuella egna

mätresultat med. Som kommer att beskrivas närmare i denna rapport är det ofta inte glasklart vad som är höga respektive låga mätvärden för en given metod. Publicerade gränsvärden är det ännu skralare med.

Field and laboratory emission cell –FLEC

Field and laboratory emission cell, förkortat FLEC, är den enda mätmetoden för fältmätningar av emissionshastighet från plana emissionskällor (tex golv) som standardiserats. Metoden återfinns i en Nordteststandard NT Build 484 och en CEN-standard PrENV13419,1998.

Metoden bygger på att en känd mängd filtrerad luft sugas in i mätcellen och ner över en avgränsad golvyta. Efter att luften fått passera över golvytan sugs luften sedan ut genom två parallella mätrör (se bild 1). Mätrören innehåller ett adsorberande material (ofta TENAX) som suger åt sig VOC. FLEC-mätningar syftar alltså till att mäta flödet av VOC från golvbeläggningen och upp i rummet. En första puff med VOC förväntas under en initial genomsköljning med luft inför provtagningen och vid provtagningens start förväntas diffusionen genom golvbeläggningen vara styrande för emissionshastigheten från mattan (Wolkoff 1999).

Efter avslutad mätning skickas mätrören till laboratorium, där mängden adsorberad VOC bestäms med gaskromatografi. Resultatet rapporteras som mängden avgiven VOC per tidsenhet och yta (mikrogram per kvadratmeter och timme). Alltså emissionshastigheten från golvytan.

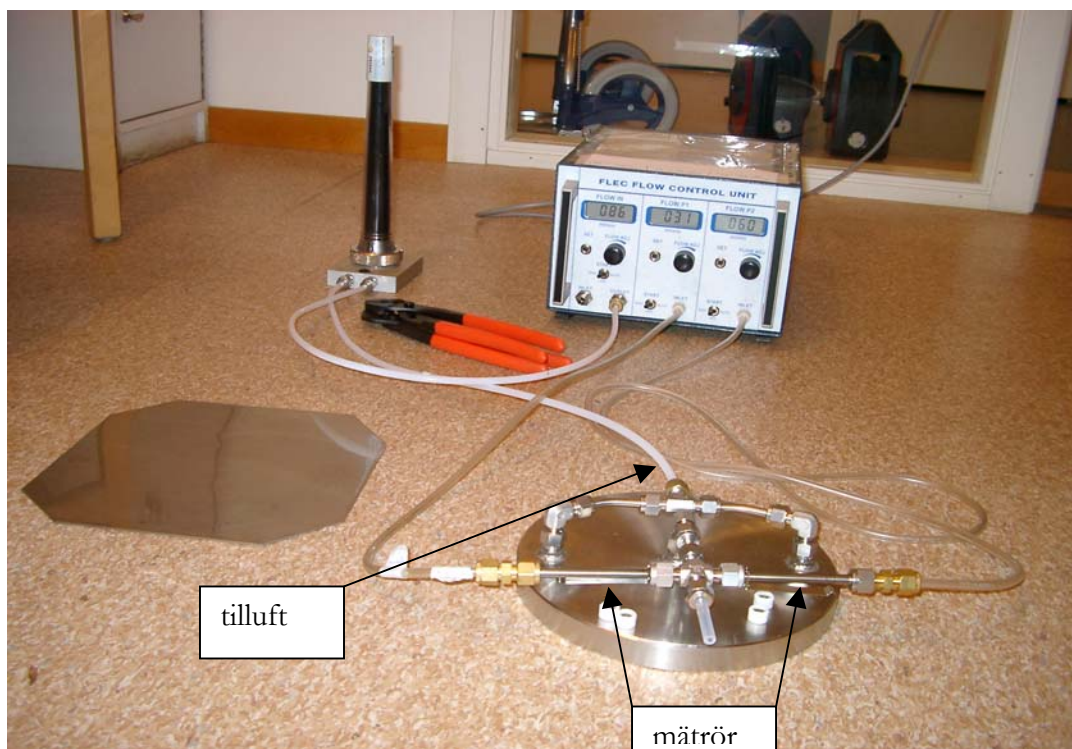


Bild 1. FLEC under fältmätning. På bilden syns flödeskontrollenhet, tilluftsrenare med aktivt kol, en mätcell typ FLEC, mätrör med TENAX-adsorbent, samt en stålplatta som används vid kontroll inför mätning.

Standardiseringen av FLEC-metoden inleddes i Sverige under tidigt 90-tal och flera av den tidens auktoriteter inom ämnet fick vara med och påverka standardens utformning. Metoden används även internationellt. Antalet publicerade FLEC-mätningar är långt fler än antalet mätningar genomförda med övriga metoder som återges i denna rapport. Referensmaterialet är i sammanhanget relativt stort.

De emissionsdata som återfinns i byggvarudeklarationer för tex mattor är framtagna med FLEC-metoden. I och med FLEC-mätningens intåg i golvindustrin etablerades så småningom ett riktvärde på 40 µg/m²*h (mikrogram per kvadratmeter och timma) för egenemissionen från mattor. Med egenemission avses det provade materialets egna specifika emission när det ligger opåverkat av andra material. Idag ligger egenemissionen av VOC från PVC- och linoleummattor på den svenska marknaden en bra bit under 40 µg/m²*h. Eventuellt kan emissionerna vara högre från mattor från tillverkare som inte befunnit sig på den svenska eller nordiska marknaden under tiden för denna positiva utveckling på emissionsidan. Publicerade bevis för detta saknas dock. Man bör ha klart för sig att emissionen från en sammansatt konstruktion där betong och lim ingår, har klart högre emissioner än egenemissionen från en matta från någon av de större aktörerna på den svenska marknaden. Förväntat är att emissionen från ett sammansatt golvsystem är flera gånger högre än egenemissionen från mattan.

I våra grannländer Finland och Danmark har system för frivillig märkning av byggvaror utvecklats med avseende på emissioner, där mätning med FLEC ingår. Finnarnas system kallas "Emission classification of building materials" och ett av kvalificeringsvillkoren är att materialets emission ska ligga under 200 µg/m²*h. Det danska systemet kallas "Dansk Indeklima Maerkning" och är lite mer komplicerat. Bla ska materialen genomgå ett lukttest. Det danska systemet är även förgrenat in i Norge.

Den svenska golvbranschens riksförbund har skapat en standard för "mätning av emissionsegenskaper hos sammansatta golvkonstruktioner" där emissionerna mäts med FLEC på en sammansatt provkropp bestående av betong, lim och matta (även andra materialskikt kan läggas till). Resultat från mätningar enligt GBRs standard hade varit mycket intressanta att ta med här då resultaten är tänkta att efterlikna verkliga förhållanden där matta limmats mot betong.

Dock har intresset inom golvbranschen varit lågt för att testa (eller offentliggöra mätresultat för) sina material enligt GBRs standard. Man är av naturliga skäl försiktig med redovisa resultat för sitt material i kombination med andra produkter. Om ett av materialen i sammansättningen ger upphov till dåliga emissionsvärden riskerar de andra materialen i samma test att dras med i den dåliga publiciteten. Hur ska man veta om det var betongen, avjämningsmassan, limmet eller mattan som varit den största orsaken till emissionen? Dessutom kan det vara svårt att garantera att limmet appliceras på precis samma sätt och i exakt samma mängd i varje försök.

GBR-systemet innehåller dock några intressanta gränsvärden. Emissionen från en testad konstruktion ska anges som summan av butanol och 2-etylhexanol samt andra eventuella alkoholer som påträffas. Resultatet kan sedan klassificeras i klasserna AN1-AN3 enligt :

AN-1	summa alkoholer <30	µg/m ² *h
AN-2	summa alkoholer 30-100	µg/m ² *h
AN-3	summa alkoholer >100	µg/m ² *h

I GBR-standarden uppges att medelvärdet för referenskonstruktionen (där RF i betongen är ca 85%) ligger kring 500 µg/m²*h i total emission. Försöksserien uppges ha varit omfattande. Gräns för när underlaget anses ha varit aggressivt och ha orsakat alkalisk hydrolys anges till 200 µg/m²*h.

Alexandersson 1994. "Långtidsinverkan av fukt på limmade golvbeläggningar på underlag med olika alkalitet"

Det var med FLEC-metoden som problemet med limnedbrytning på betong först uppmärksammades (under mer vetenskapligt dokumenterade former).

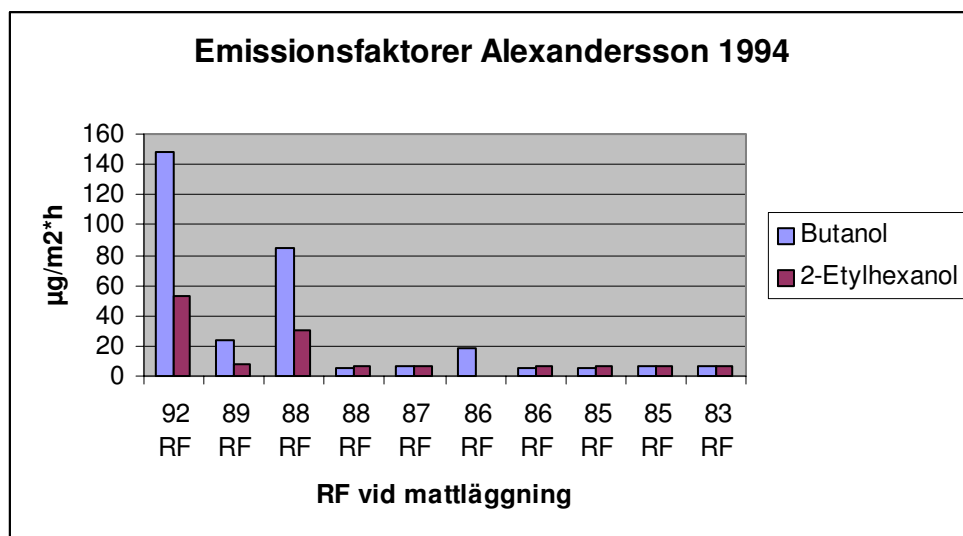
I Alexandersson 1994 beskrivs erfarenheter från FLEC-mätningar på provkroppar av olika fuktighet och alkalitet. Mätningarna är gjorda innan Nordteststandarderna publicerades.

Artikeln visar på ett tydligt samband mellan fukthalt i betong och emissionshastighet. Skillnader i emission från avjämnad respektive icke avjämnad betong redovisas också tydligt. Från avjämnade prover kunde inga emissioner kvantifieras.

Provkropparna bestod av cirkulära plattformar 150*100 mm fyllda med betong K25 utan tillsatsmedel. Efter respektive torktid (ensidig uttorkning) belades proverna med "vanligt" golvlim och en homogen PVC-matta. Mattan förseglades i kanterna med aluminiumtejp. De prover som avjämnades, belades med primer av akrylatdispersion och avjämningsmassa efter 3 veckors torktid. Se tabeller 1 och 2 för resultat.

Tabell 1. Ur Alexandersson 1994. Uppmätta emissionsfaktorer (FLEC) på provkroppar med betong av olika fuktighet.

Torktid dygn	RF under matta %	Butanol $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$	2-Etylhexanol $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$
42	92	148	53
71	89	24	8
42	88	85	31
125	88	5	7
97	87	7	6
71	86	19	<5
153	86	5	6
97	85	5	6
125	85	6	6
153	83	6	6



Figur 4. Värden ur tabell 1 som staplar.

Tabell 2. Samma undersökning som i tabell 1, men nu med prover som har avjämnats med ”avjämningsmassor utan Portlandcement”. I källtexten framgår inte om Butanol och 2-Etylhexanol ej har kunnat detekteras eller om ämnena detekterats på så låga nivåer att de ej gått att bestämma.

Torktid	RF under matta %	Butanol $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$	2-Etylhexanol $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$
42	89	-	-
71	89	-	-
125	87	-	-
153	87	-	-
97	86	-	-

Alexandersson sammanfattar med att avjämningsmassa utan portlandcement stoppar limnedbrytning även efter 2,5 år. Vid limning direkt på betong tycks gränsen för skada gå vid 88 % RF. Används avjämningsmassa utan portlandcement uppstod ingen skada vid provning upp till och med 89% RF.

En tolkning av Alexandersson slutsatser är att i intervallet 5-20 $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$ för de enskilda ämnena butanol och etylhexanol bedöms att ingen skada inträffat. Det är först när emissionen av respektive enskilt ämne studsar upp kring 31-85 $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$ som en uppåtgående trend av emissioner noteras. Alltså någonstans kring 88% RF i betongen i det aktuella försöket syns en acceleration av emissionerna. Noterbart är att det är lite ”oordning” i torktiderna för de olika betongproverna. En provkropp torkade ner till den kritiska gränsen 88% på 42 dagar och en annan till samma RF på 125 dagar (se tabell 1). En sådan skillnad i torktid kan leda till misstanke om att dessa två betongprover kan ha haft olika vattencementtal (vct). En vild spekulation av undertecknad till denna rapport är att 42-dagarsprovkroppen skulle haft ett lägre vct än 125-dagarsprovkroppen. Dvs ett högre cementinnehåll och därmed en högre koncentration av alkali, skulle kunna förklara varför 42-dagars-provkroppen har högre emissioner än 125-dagars-provkroppen. Dock finns inget uttalat stöd för denna spekulation i Alexanderssons artikel.

Jonsson 1995. Kemisk emission från limmade golvsystem

Helene Wengholt-Jonsson presenterar i sin licentiatuppsats (Jonsson 1995) ett antal försök där hon limmade PVC-mattor på provkroppar med betong av olika fuktighet. Studien dubblar och kompletterar studien av Alexandersson återgiven ovan.

Jonsson återger utöver emissionen av butanol och 2-etylhexanol även den totala emissionen av VOC (TVOC) i sina resultat. Som kan ses i tabellerna nedan överstiger TVOC-koncentrationerna summan av etylhexanol + butanol i vissa fall.

Den allmänna uppfattningen är att emissionerna domineras av butanol och etylhexanol, men ett spektrum av andra ämnen kan också framträda (vilket syns tydligt i Jonssons rapport). I litteraturen återges inte sällan endast resultaten för butanol och etylhexanol, i en del fall rapporteras även andra ämnen, men i princip diskuteras aldrig förklaringar till varför dessa andra ämnen emitteras. Ej heller diskuteras och om det går att hitta någon information av värde i att studera mönster i sammansättningen av olika ämnen.

Nedan återges ett axplock av Wengholt-Jonssons mätningar, där en ökning i emission sammanfaller med högre fuktighet i betongen. Här visas också hur emissionerna ökar när matta limmas direkt på betong med lågt vct.

Tabell 3. FLEC-mätning på matta och lim som lagts på rostfri stålplatta. Efter 111 dygn (mätningar på andra tidpunkter låg lägre). Resultat i $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$. Johnsson 1995.

TVOC	835
Butanol	20
2-etylhexanol	15

Tabell 4. FLEC-mätning på golvsystem med normal betong med standardcement och mattläggning vid 95% RF. Resultat i $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$. Efter 76 dygn (mätningar på andra tidpunkter låg lägre). Medelvärden på dubbelprov ur Johnsson 1995

TVOC	5500
Butanol	3600
2-etylhexanol	2090

Tabell 5. FLEC-mätning på golvsystem med normal betong med standardcement och mattläggning vid 91% RF. Resultat i $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$. Efter 110dygn (mätningar på andra tidpunkter låg lägre). Medelvärden på dubbelprov ur Johnsson 1995.

TVOC	685
Butanol	25
2-etylhexanol	20

Tabell 6. FLEC-mätning på golvsystem med avjämnad betong med standardcement och mattläggning vid 91% RF. Resultat i $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$. Efter 114dygn (mätningar på andra tidpunkter låg lägre). Medelvärden på dubbelprov ur Johnsson 1995.

TVOC	770
Butanol	Under detektionsgräns
2-etylhexanol	13

Tabell 7. FLEC-mätning på golvsystem med normal betong med standardcement och mattläggning vid 88% RF. Resultat i $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$. Efter 116dygn (mätningar på andra tidpunkter låg lägre). Medelvärden på dubbelprov ur Johnsson 1995.

TVOC	640
Butanol	10
2-etylhexanol	10

Tabell 8. FLEC-mätning på golvsystem med normal betong med standardcement och mattläggning vid 86% RF. Resultat i $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$. Efter 50dygn (mätningar på andra tidpunkter låg lägre). Medelvärden på dubbelprov ur Johnsson 1995.

TVOC	400
Butanol	Under detektionsgräns
2-etylhexanol	5

Tabell 9. FLEC-mätning på golvsystem med normal betong med standardcement och mattläggning vid 83% RF. Resultat i $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$. Efter 41dygn (mätningar på andra tidpunkter låg lägre). Ur Johnsson 1995.

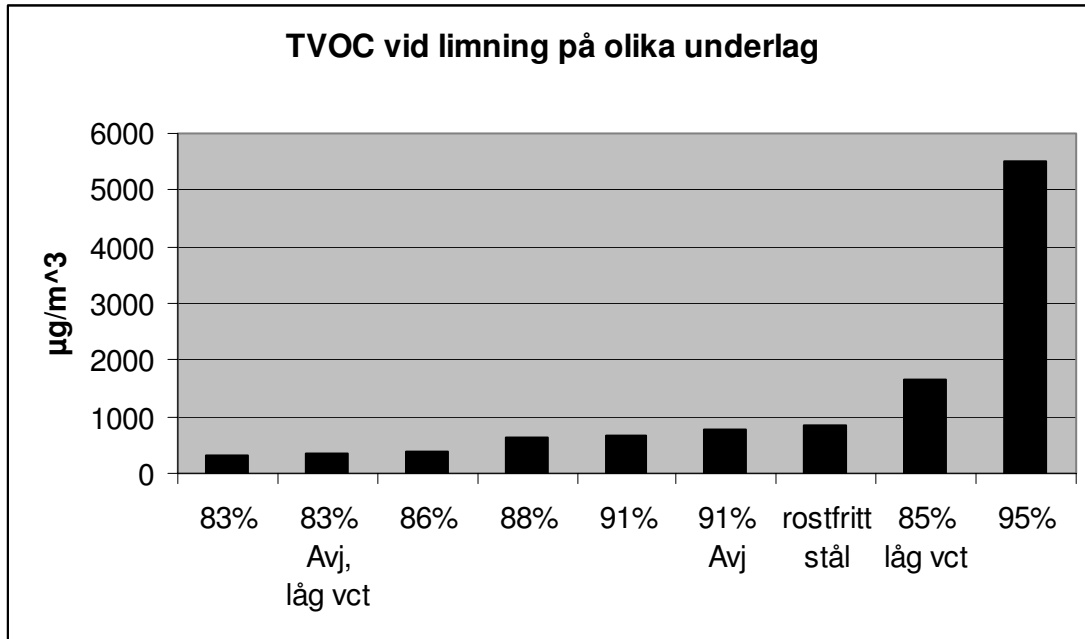
TVOC	330
Butanol	Under detektionsgräns
2-etylhexanol	4

Tabell 10. FLEC-mätning på golvsystem med självtorkande betong med standardcement och mattläggning vid 85% RF. Resultat i $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$. Efter 116dygn (mätningar på andra tidpunkter låg lägre). Ur Johnsson 1995.

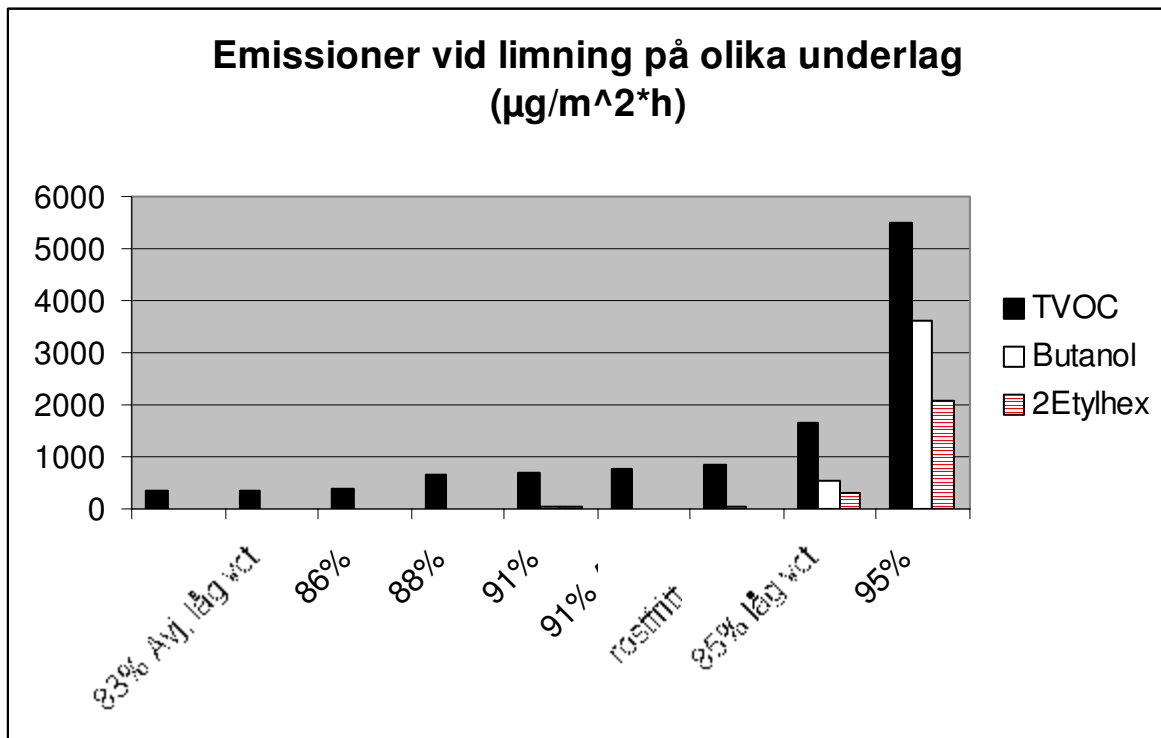
TVOC	1655
Butanol	548
2-etylhexanol	290

Tabell 11. FLEC-mätning på golvsystem med avjämnad självtorkande betong med standardcement och mattläggning vid 83% RF. Resultat i $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$. Efter 112 dygn (mätningar på andra tidpunkter låg lägre).
Ur Johansson 1995.

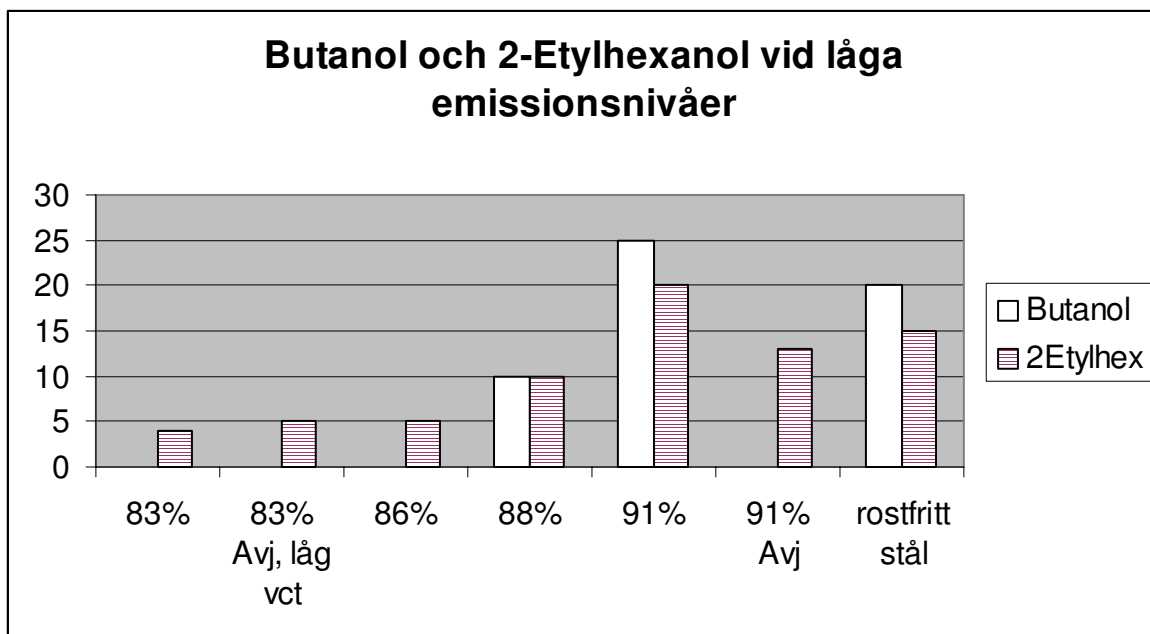
TVOC	360
Butanol	Under detektionsgräns
2-etylhexanol	5



Figur 5. Översikt på data ur tabeller 3-11. Total emission av VOC.



Figur 6. Översikt på data ur tabeller 3-11. Emission av butanol och etylhexanol.



Figur 7. Översikt på data ur tabeller 3-11. Emission av butanol och etylhexanol. Uppförstoring av de lägsta staplarna i figur 6 ovan.

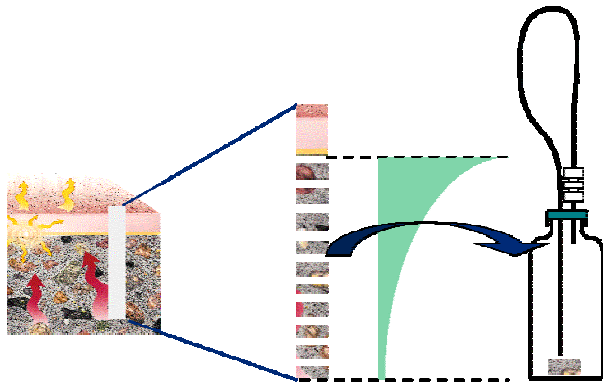
Enligt figuren tycks emissionerna accelerera kring 88% RF eller vid ett något lägre RF om limning sker på icke avjämnad betong med lågt vct.

Sjöberg 2001. Mätning av deponerade VOC i betong.

I Sjöberg 1998 undersöktes ett antal aspekter som påverkar limnedbrytning. Bland annat alkalikoncentration under matta vid avdunstning, inverkan av betongtyp och avjämnning, limfukt, limfabrikat mm. Studien kan ses som en fortsättning på Wengholt-Johnssons arbete på samma institution (Chalmers byggnadsmaterial). Bland annat påbörjades studier av hur nedbrytningsprodukter rör sig från limskiktet och neråt i betongen. Ett arbete att ta fram nödvändiga materialdata och konstanter för att kunna modellera flöden av butanol och etylhexanol upp genom mattan och ner i betongen påbörjades. Arbetet presenterades som en licentiatripprapport "Transportprocesser och reaktioner i belagda betonggolv". Fortsatta undersökningar presenterades senare i doktorsavhandlingen "Secondary emissions from concrete floors with bonded flooring materials" 2001.

Som en del i arbetet utvecklades en metod att mäta halten av VOC i gasfas under golvbeläggningen. Dvs halten av VOC-gas i betongens porsystem. Metoden är inspirerad av fuktmätning på uttaget prov i betong. Fukttillståndet i betong har sedan 70-talet bestämts genom mätning av RF i betongens porer. RF-mätningar i betong är exaktare än direktvisande fuktkvotmätningar och dessutom kan kännedom om relativ fuktighet och ånghalt i betong användas för att beräkna hur fukten transporteras mellan olika djup i betongen (tex vid uttorkningsberäkningar). På samma sätt förutsätts VOC i gasfas kunna förflytta sig i betong. VOC bunden till betongen antas vara däremot stationär så länge den inte övergår i gasfas.

Sjöbergs metod bygger alltså på att en betongkärna borrar ut och splittas på olika djup (se figur). Betongprover från olika djup läggs i olika flaskor. Luften i flaskan förväntas anta samma koncentration av VOC som luften i betongens porer eftersom mängden bunden analyt är mycket större än mängden i gasfas (samma resonemang som vid fuktmätning). Även ett litet prov är då tillräckligt för att ge en jämviktskoncentration av VOC i flaskan.



Figur 8. Princip för VOC-mätning på uttaget prov av betong. (ur Engström, Sjöberg 2003)

Kännedom om fördelningen av VOC på olika djup i betongen öppnar möjligheter att bedöma i vilket skede nedbrytningen befinner sig. Kunskaper om djupfördelning av VOC kan också ligga till grund för beslut om eventuell saneringsåtgärd (tex fräsning/bilning av smittad betong). I förlängningen skulle även djupprofiler kunna användas för beräkning av hur lång tid en utbakning av VOC ur betongen skulle ta. Dock behövs i så fall också kunskap om fördelningskonstanten mellan betong och gasfas för respektive VOC i betong. (Fördelningskonstant= om butanol förekommer i gasfaskoncentrationen X så innebär det att betongen innehåller mängden Y av bunden butanol.) Tyvärr saknas denna kunskap idag. Här ligger forskningsfronten.

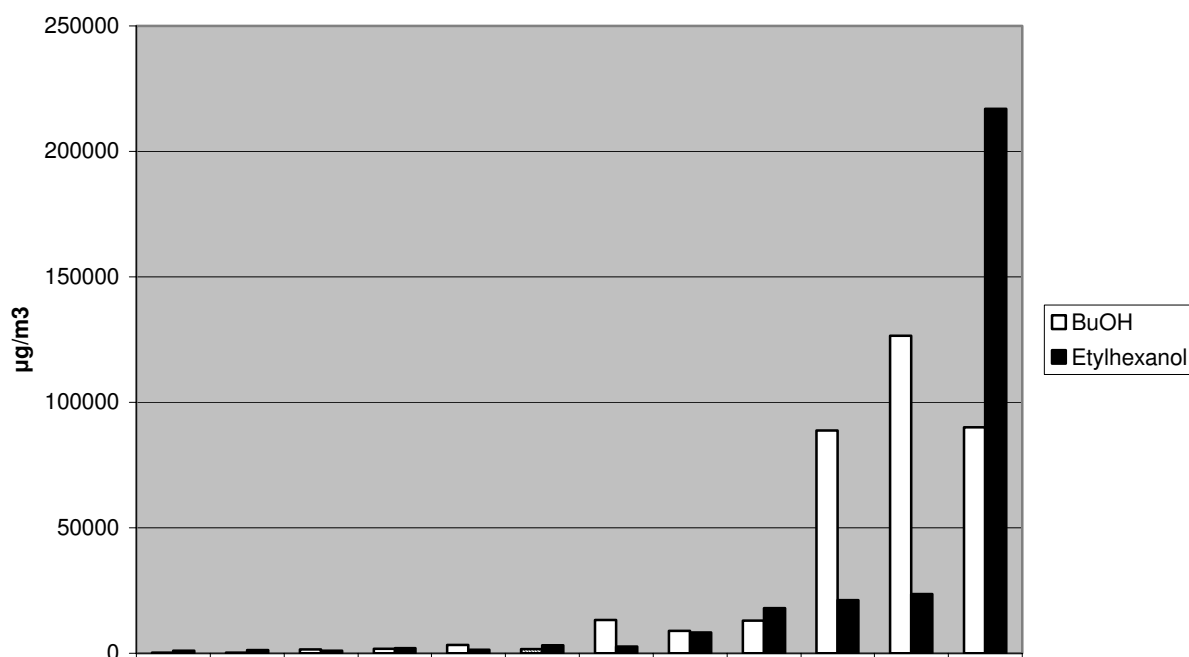
Att döma av erfarenheter från fuktområdet kommer dessutom storleken på fördelningskonstanten att variera med betongtyp och VOC- innehåll i betongen. Kurvan VOC i gasfas mot VOC bundet till betongen förväntas inte ge en rak linje, vilket då ytterligare försvårar översättning av gasfaskoncentrationer till totalkoncentrationer för respektive analyt.

Nedan presenteras några exempel på hur butanol och 2-etylhexanol fördelat sig på djupet i betong enligt mätningar med Sjöbergs metod. Mätresultaten ger en bild av hur mycket det kan skilja mellan högsta och lägsta mätvärde i samma objekt.

Tabell 12. Exempel på koncentrationer av butanol och etylhexanol påträffade i betong med Sjöbergs metod.

golvtyp	Djup (cm)	Butanol ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Etylhexanol ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
PVC	0-2	90000	217000
PVC	0-1	126546	23612
	1-3	4500	1419
	2-4	63	1108
PVC	0-2	88767	21134
	2-4	5931	1595
	4,5-5	159	881
linoleum	0-2	8875	1237
	2-4	1753	8322
	4-5	511	742
PVC	0-2	13259	2665
	2-4	2151	117
	4-5	350	44
avlägsnad	0-1	1637	3150
	1-3	54	871
	4-5	476	1012
PVC	0-2	1815	673
	2-4	72	1227
	4,5-5	1171	1981

linoleum	0-2	1500	1010
	2-4	144	940
	4-5	2680	318
linoleum	0-1	274	1240
	1-3	63	868
	3-5	3082	257
linoleum	0-1	3351	1340
PVC	0-2	193	1081
	2-4	139	43
	4-6	1219	113

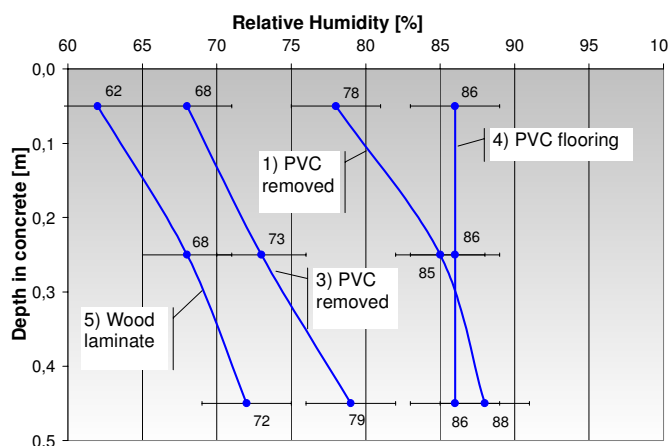


Figur 9. Jämförelse mellan de högsta mätresultaten från respektive provpunkt i tabell ovan. Endast redovisad för att skapa en bild av hur mycket värdena kan slå.

I Sjöberg 1999 och 2001 finns fler exempel på hur VOC har fördelat sig på olika djup i betong. Nedan anges ytterligare ett exempel hämtat ur Engström 2003. Resultaten kommer från en undersökning av VOC på olika djup i ett betonggolvs där PVC-mattan delvis avlägsnats (prov 1 och 3 i fig X) sedan ett par månader. Här fanns möjlighet att få en indikation om skillnaden i utvädringstid för golv med och utan matta. Matttrivning hade skett ca 2 månader före mättillfället. I figur 10 syns var mattan varit avlägsnad tillsammans med information om fuktförhållandet på motsvarande provtagningsdjup.

Tabell 13. Exempel på VOC-fördelning på olika djup i betong.

	Djup (cm)	Butanol ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Etylhexanol ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Hål 1	.0-1	100	100
	.2-3	2300	1600
	.4-5	3400	1900
Hål 2	.0-1	300	55
	.2-3	2100	700
	.4-5	50	27
Hål 3	.0-1	14500	3700
	.2-3	8900	2900
	.4-5	1900	700
Hål 4	.0-1	71	0
	.2-3	0	0
	.4-5	0	0



Figur 10. RF på olika djup i de betongkärnor som provats map VOC i tabell 13 ovan.

Av undersökningen att döma så rör det sig om månader i utvädringstid om mattan avlägsnas. Ska man sanera ett skadat golv bör man alltså riva bort mattan i ett så tidigt skede som möjligt.

Vad som är gräns för skada är inte utvärderat för Sjöbergs metod. Det står dock klart att under en limmad golvbeläggning går det alltid att hitta VOC i betongen. Alltifrån halter på några hundra mikrogram per kubikmeter upp till tiotusentals mikrogram per kubikmeter. De mätningar som finns återgivna kommer från objekt som undersökts pga att man misstänkt att något varit fel i huset och kanske särskilt i golvet. ”Friska” golv har inte aktivt eftersökts. Forskningens fokus har varit att testa metoden och skapa underlag för matematisk modellering av VOC-flöden genom golvkonstruktionen.

Betongprofilanalyser

Analystjänsten ”betongprofilanalyser” hos Pegasus lab i Uppsala är antagligen den kommersiellt tillgängliga analystjänst som i sitt upplägg mest liknar Sjöbergs metod (beskriven ovan). Syftet är även här att bestämma skillnader i koncentrationer mellan olika djup i betongen. Till ca 10 g betong tillsätts en vatten och etanolblandning samt internstandarder (standard=referensmaterial). Vialen skakas sedan kraftigt i 30 minuter uppvärmd till 85 C. Ett luftprov från vialen förs in i ett GC-MS-system för analys (Schoeps 2003).

Det kemiska analysförfarandet liknar multipel headspace (beskrivs närmare nedan), men provet värms till en något lägre temperatur och endast en injicering till analysutrustningen görs. Metoden syftar därmed inte till att mäta det totala innehållet av föroreningen i provet, utan det är en metod

som med god repeterbarhet och snabbhet kan skilja ett mer förorenat prov från ett mindre förorenat prov. Halter från denna analysmetod kan alltså endast jämföras med andra halter från samma metod. Beställaren av en analys kan jämföra resultatet med likadana analyser beställda vid tidigare tillfällen, eller förlita sig till ett utlåtande från Pegasus lab om huruvida analysresultatet är att betrakta som högt eller lågt. Publicerade gränsvärden för vad som anses vara en skada finns ej.

Betongprofilanalyser beskriver inte den totala halten av ett ämne i betong. Antagligen ligger rapporterade resultat under den faktiska halten i betong eftersom temperaturhöjningen av provet vid analysen är relativt måttlig. Alla metoder där betong värms i slutna behållare är behäftade med problem pga betongens vatteninnehåll. Ångtrycket i behållaren blir stort och man väljer därför ofta att jobba med måttliga temperaturhöjningar för att undvika läckage.

Eftersom Pegasus betongprofilanalyser inte beskriver det totala innehållet av respektive analyt i provet eller gasfaskoncentrationen i betongens porer, utan någonting däremellan, kan det vara intressant att försöka översätta betongprofilresultat till någon av dessa två storheter. Försök att jämföra Pegasus resultat med resultat Sjöbergs resultat från metod har publicerats i *Inombusklimat Örebro 2006*. Som syns i kolumnen ”kvot” i tabell 14 att det finns en finns samvariation mellan resultaten från de två metoderna.

Tabell 14. En jämförelse mellan Sjöbergs metod och betongprofilanalyser (Pegasus lab). Mikrogram per kubikmeter avser resultat från Sjöbergs metod. Mikrogram per gram avser resultat med betongprofilanalys.

Djup (cm)	2etylhexanol µg/m ³	2etylhexanol µg/g	Kvot
0,7	4750	31	153
0,7	12875	74	174
3,2	3500	36,5	96
6	2875	14	205

Kvantifiering av VOC i betong med multipel headspace

De första försöken att kvantifiera total förekomst av VOC i uttaget betongprov med tekniken multipel headspace utfördes i ett industridoktorandprojekt på Scancem research/Lunds tekniska högskola (Hjellström 2002). Syftet var alltså att bestämma den totala koncentrationen ett antal VOC i betong. Dvs VOC i gasfas + VOC bunden till betongen.

Metoden provades ut genom att betong med en känd tillsats av VOC placerades i en vial som värmdes upp. Ur den uppvärmda vialen togs ett prov på luften ovan betongprovet. Gaserna injicerades i en GC-MS (kemiskt analysinstrument med en masselektiv detektor som har mycket god förmåga att selektera olika ämnen) Provtagning i samma vial upprepades tills dess att det med viss säkerhet gick att bestämma en konstant för hur koncentrationen av VOC minskade med varje provtagning i vialen. Då är det möjligt att räkna ut hur många provtagningar som teoretiskt krävs för att tömma vialen på VOC. Därmed är det också möjligt att bestämma den totala mängden av respektive VOC i provet.

Endast preparerade prover kördes i studien. ”Skarpa” prover som visar mängden VOC i betong som legat under lim och matta har inte körts. Då proverna värmdes till över 100 grader uppstod problem med relativt högt ångtryck i vialen då vattenånga frigjordes från betongprovet. Värmningen av provet ansågs nödvändig för att korta ner den tid som behövdes för VOC att lämna betongen och gå i jämvikt i gasfasen. Denna jämviktstid ansågs annars vara för lång för att göra metoden praktiskt användbar.

Kvantitativ analys av VOC i betong och solid phase micro extraction

I ett examensarbete på SP Kemiteknik testades på nytt möjligheterna att bestämma den totala halten av VOC i uttaget betongprov med multipel headspace. Samtidigt provade man en ny metod för att mäta halten VOC i gasfas i betongen, SPME. Metoderna utformades för butanol, 2-etylhexanol och toluen i betong, matta och limskikt.

VOC-innehållet i betong bestämdes med ett förfarande liknande det som Hjellström använde (beskrivet ovan) där betong stoppas i vialer (små slutna provbehållare av glas). Hur lång tid som behövdes för att luften i vialen skulle gå i jämvikt med betongen anges inte i rapporten. Luft från vialen injicerades i ett GC-MS –system upprepade gånger. Genom att titta på hur koncentrationen i vialen minskade med upprepade injiceringar kunde det totala innehållet av respektive ämne i betongen beräknas, efter jämförelser med provtagning på ren betong som preparerats med kända mängder föroreningar.

Unikt med studien var att man med SPME även mätte porluftskoncentrationen på betongbitar från samma moderprov, som man tagit bitar ur för bestämning av det totala innehållet av VOC i betongen. Det ger en möjlighet att se hur föroreningarna fördelar sig mellan porluft och betong. Fördelningen mellan betong och gasfas är en av två nödvändiga pusselbitar som eftersökts för att kunna beräkna hur föroreningarna transporteras i betong. Den andra pusselbiten som behövs är data för hur snabbt föroreningarna rör sig i betong (sådana data återfinns i Sjöbergs avhandlingar). Kan man få grepp om dessa två faktorer blir det möjligt att tex beräkna hur länge man behöver lufta ett betonggolvet med en viss mängd föroreningar, för att bli av med dem.

SPME står för solid phase microextraction. En fiber förs ner i vialen som betongprovet befinner sig i. Fibern binder en del av föroreningen och innehållet i fibern kan sedan analyseras med GC-MS. Mängden analyt från den analyserade fibern jämförs med resultat från preparerade prover där mängden analyt varit känd. Koncentrationen av analyten i luften kring den inneslutna betongbiten kan sedan uppskattas.

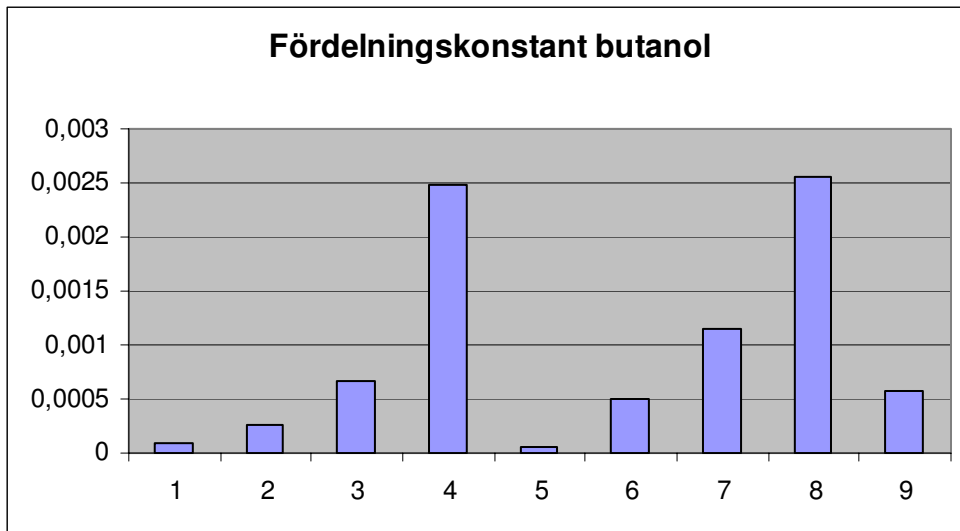
I tabell 15 nedan återfinns resultat från mätningar där SPME och multipel headspace extraction utförts på samma prover. Metoden skapades som sagt i form av ett examensarbete vid SP Kemiteknik. Metoden har inte använts kommersiellt.

Tabell 15. Exempel på några värden uppmätta i betong tagna ur Åberg, Hjelm 2003. Värdena uppmätta med "multiple headspace extraction" och "solid phase micro extraction"

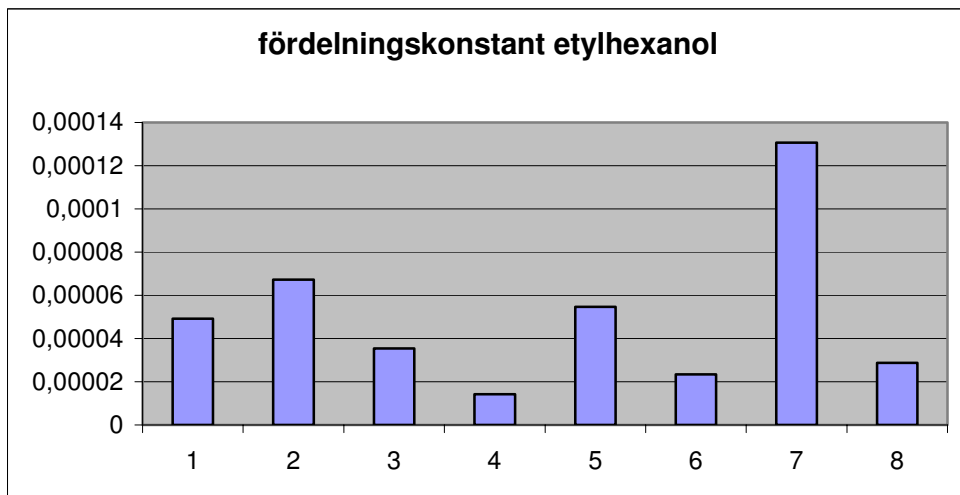
Prov	Parameter	I betong ($\mu\text{g/g}$)	I porluft ($\mu\text{g/m}^3$)
12 A 0-5 mm	1-butanol	11,05	2497
	2-etylhexanol	6,99	825
	toluen	0,76	15961
12 A 5-10 mm	butanol	4,48	2776
	2-etylhexanol	4,70	758
	toluen	1,45	21707
12A 10-20	butanol	1,89	3065
	2-etylhexanol	1,72	146
12A 20-50 mm	butanol	0,61	3633
	2-etylhexanol		68
	toluen	0,39	4457
Golvmatta	2-etylhexanol	10,02	609
	butanol		3010

	Toluen	5,89	866
Lim	2-etylhexanol		334
	butanol		528
	toluen	8,07	8886
HDF 2B 0-7 mm	1-butanol	24,63	3095
	2-etylhexanol	25,66	877
	toluen		78568
HDF 2B 7-30 mm	Butanol	2,36	2881
	2-etylhexanol		91
	toluen		23354
HDF 12 D 0-10 mm	Butanol	1,77	4841
	2-etylhexanol	4,38	574
	toluen	0,44	36922
HDF 12 D 10-20 mm	Butanol	0,70	4297
	2-etylhexanol	1,19	67
	toluen		9043
HDF 2/12 0-5mm	Butanol	5,19	7194
	2-etylhexanol	3,42	1072
	toluen	0,21	34691
HDF 2/12 7-35 mm	butanol		6428
	2-etylhexanol	2,42	167
	toluen		3708

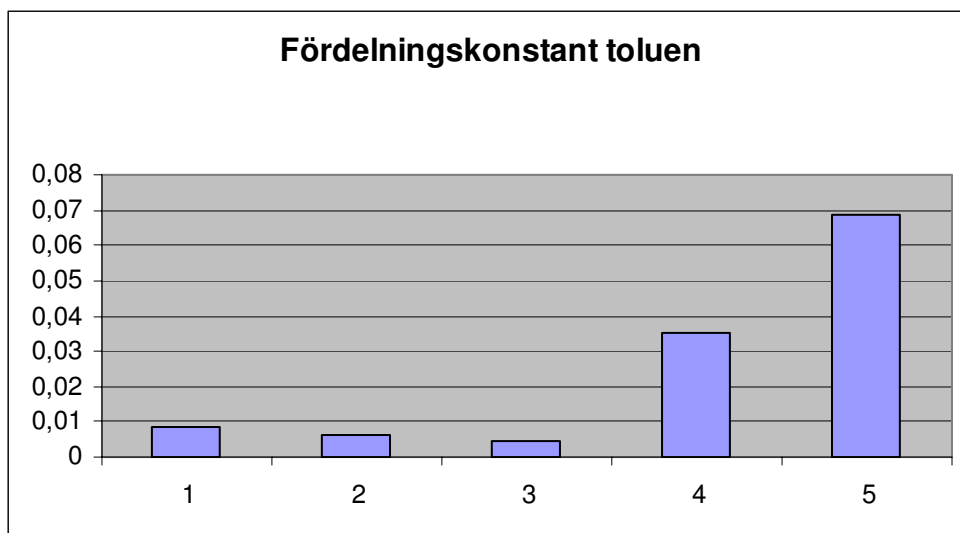
I figur 11-13 nedan har koncentrationer av VOC i gasfas dividerats med koncentrationer av VOC bundet till betongen, för att ge fördelningskonstanten K. Koncentrationen i betong har räknats om från $\mu\text{g/g}$ till $\mu\text{g/m}^3$ genom att använda densiteten 2400 kg/m^3 för betong.



Figur 11. Fördelningskonstanter för butanol baserade på prover HDF 12A, HDF 2B, HDF 12 D, HDF 2/12 ur tabell 1 ovan. Avser koncentration i gasfas dividerat med total koncentration. Medelvärdet på staplarna är 0,001 (0,000927278), variansen $9 \cdot 10^{-7}$ (9,23421E-07) och relativ standardavvikelse 104 %.



Figur 12. Fördelningskonstanter för 2-etylhexanol baserade på prover HDF 12A, HDF 2B, HDF 12 D, HDF 2/12 ur tabell 1 ovan. Avser koncentration i gasfas dividerat med total koncentration. Medelvärdet på staplarna är 0,00005 (5,04258E-05), variansen $1,4 \cdot 10^{-9}$ (1,3517E-09) och relativ standardavvikelse 73 %.



Figur 13. Fördelningskonstanter för toluen baserade på prover HDF 12A, HDF 2B, HDF 12 D, HDF 2/12 ur tabell 1 ovan. Avser koncentration i gasfas dividerat med total koncentration. Medelvärde på staplarna är 0,02 (0,024709062), variansen 0,0008 (0,000761426) och relativ standardavvikelse 112 %.

Ur figurerna ovan går att utläsa att fördelningskonstanterna skiljer sig åt i för etylhexanol ($K=0,00005$) och butanol ($K=0,001$). Etylhexanolen är mer bunden till betongen än vad butanolen är. Detta är förväntat eftersom butanolen är mer flyktig än etylhexanolen. Det står dock klart att andelen av respektive ämne i gasfas är närmast försvinnande liten jämfört med andelen bunden till betongen. Vilket bekräftar det antagande som Sjöbergs metod ovan bygger på. Alltså att en bit VOC-smittad betong i en sluten behållare har kapacitet att fylla luften i behållaren till samma VOC-koncentration som initialt rådde i betongbitens luftporer.

Grantén 2004. Mätningar av emission från limmad matta med stansat hål

I ett relativt nyligen slutfört SBUF-projekt, "Fuktsäkerhet vid limning på lågalkalisk avjämning" (Grantén 2004) och "Fuktsäker avjämning del 2: uppföljningsmätningar efter 2 år" (Grantén 2006), gjordes FLEC-mätningar och en variant på FLEC-mätningar med stansat hål i matta på prover där matta limmats på lågalkalisk avjämning av olika fuktighet. Den senare metoden kallas för *Stansmetod*. Syftet var att se om de öppettider som spackeltillverkare rekommenderar för sina produkter är tillräckliga för att undvika skador på limmade golvbeläggningar av PVC.

Provkropparna bestod nerifrån räknat av plastskikt (typ platonmatta), spackel, lim och PVC matta (tarkett eminent 2 mm). Spackeltjocklek och öppethållandetid (torktid) varierade för olika provkroppar från 12 mm till 50 mm. Proverna låg i träramar som förseglades mot matta och plast med butyltejp.

Flertalet mätningar gjordes med Stansmetoden men ett mindre antal mätningar genomfördes också enligt FLEC-standarden. I rapporten redovisas riktvärden för fuktskada baserade på erfarenheter från skadeutredningar genomförda i olika byggnader under 10 års tid. Mätvärden uttrycks i rapporten i enheten $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Alltså medelkoncentrationen av respektive ämne i den luft som sugits ut från FLEC-cellen genom adsorbenttröret (TENAX-röret, se bild 1). I nordteststandarden rapporteras FLEC-resultat som emissionsfaktorer (emissions hastighet, $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$). Rapportens data kan räknas om till emissionsfaktorer tack vare kännedom om flödet genom mätcellen och arean på den provtagna ytan. Se omräknade resultat i tabell 16.

Stansmetod	Rapporterade riktvärden för skada	Emissionsfaktor
TVOC	3000 µg/m ³	1017 µg/m ² *h
Butanol	500 µg/m ³	169 µg/m ² *h
2-etylhexanol	500 µg/m ³	169 µg/m ² *h

Tabell 16. Riktvärden för skada presenterade i Grantén 2006. Kolumnen emissionsfaktorer är omräkningar mha data givna i samma rapport (100 ml/min i 10 minuter). FLEC-area 0,0177 tagen ur NT build 484. Notera att dessa värden inte kan jämföras med Nordtest-FLEC eftersom tabellens värden gäller stansad matta.

Eftersom Stansmetoden och Nordtestmetoden i vissa fall användes på samma provkroppar gavs möjlighet att jämföra de olika metoderna. Nedan återges värden från uppföljningsrapporten från 2006. Här redovisades Nordtestresultat från två provkroppstyper som hade mätts med Nordtestmetod i den första studien, 20 månader tidigare. Se tabell 17.

Snabbtorkande 1A, 1B	6 månader	20 månader
TVOC	27	93
Butanol	1	2
2-Etylhexanol	2	5
Snabbtorkande 2A, 2B		
TVOC	21	65
Butanol	2	13
2-Etylhexanol	2	21

Tabell 17. Nordtest-FLEC(µg/m²*h). Resultat från Grantén 2006 omräknade till emissionsfaktorer. Provbeteckningar samma som i Grantén 2006.

Av provkropparna i tabell 8 bedömdes Snabbtorkande 2A och 2B som skadade. Dvs emissionen mätt med stansmetoden översteg riktvärdet/erfarenhetsvärdet för skada. Stansmetodvärdena var ..

En av slutsatserna var att det är svårt att upptäcka en skada med Nordtest-FLEC. Anledningen bedöms vara att Nordtestmetoden är för trubbig. Skada inträffar under en nivå som med pålitlighet kan mätas med Nordtestmetoden.

När nu provkroppar 2A och 2B i tabell 8 ovan pekats ut som skadade enligt Stansmetoden uppstår ändå frestelsen att tolka TVOC kring 65, Butanol kring 13 och 2-Etylhexanol kring 21 µg/m²*h som tecken på skada. Men hur pass väl korrelerar Nordtestmetoden med Stansmetoden? I tabell 9 nedan görs ett försök att jämföra värden från de olika metoderna på samma provkroppar.

Tabell 18. En jämförelse mellan mätresultat framtagna med Nordtest-FLEC-metoden och Stansmetoden på samma provkroppar. Provbeteckningar ur Grantén 2006. "Kvot"-kolumnerna beskriver kvoten (Nordtestresultat/Stansresultat)*100 och uttrycks alltså i procent. Observera att resultaten är uttryckta i µg/m³ (ej jämförbara med resultat uttryckta i µg/m²*h).

Provkropp	TVOC	TVOC	TVOC	Butanol	Butanol	Butanol	EHexanol	EHexanol	EHexanol
	NT (µg/m ³)	Stans (µg/m ³)	Kvot*100 (%)	NT (µg/m ³)	Stans (µg/m ³)	Kvot *100 (%)	NT (µg/m ³)	Stans (µg/m ³)	Kvot*100 (%)
Normaltorkande 1	254	819	31,0	3	165	1,8	15	269	5,6
Normaltorkande 2	190	578	32,9	2	148	1,4	10	186	5,4
Snabbtorkande 1	187	1078	17,3	4	165	2,4	11	541	2,0
Snabbtorkande 2	212	619	34,2	3	286	1,0	11	112	9,8
Normaltorkande	218	1388	15,7	6	279	2,2	12	719	1,75

1									
Normaltorkande 2	221	2130	10,4	10	606	1,7	17	3203	0,5
Snabbtorkande 1A	79	1089	7,3	4	193	2,1	7	369	1,9
Snabbtorkande 1B	274	1978	13,9	6	328	1,8	16	809	2,0
Snabbtorkande 2A	61	1269	4,8	5	1347	0,4	5	1001	0,5
Snabbtorkande 2B	191	3977	4,8	37	4389	0,8	63	4946	1,3
medel			17			1,6			3
varians			3			0,4			9
stdavv			12			0,6			3
Relativ stdavv (%)			67			41			97

Som synes i tabell 18 så skiljer sig särskilt TVOC resultaten från de två metoderna åt. Nordtestresultaten ligger mellan 5 och 34 % av stansresultaten för TVOC. 2-Etylhexanolvärdena visar en något bättre samvariation och butanolvärdena följer varandra allra bäst. Ett försök att översätta riktvärden för skada i Grantén 2006 till emissionsfaktorer a la Nordtest blir vi tvungna att ange dessa i ett brett intervall

Stansmetod	Rapporterade riktvärden ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Omräknat till emissionsfaktorer ($\mu\text{g}/\text{m}^2*\text{h}$)	Kvot Nordtest/Stans	Omräknat till Nordtestmetod ($\mu\text{g}/\text{m}^2*\text{h}$)
TVOC	3000	1017	0,05-0,35	51-356
Butanol	500	169	0,004-0,024	0,7-4,1
2-etylhexanol	500	169	0,005-0,056	0,8-9,5

Tabell 19. Omräkning av gränsvärden angivna för stansmetod till emissionsfaktorer enligt Nordtestmetod. Kvoter hämtade ur tabell 9. Riktvärden ur Grantén 2006.

Mätresultatets kvalitet och tillförlitlighet

Som påpekats i bakgrunden till denna rapport finns behov av att säkerställa kvaliteten på rapporterade mätresultat och tolkningar av de samma. Det finns ett antal olika mättekniker att tillgå och flera av mätteknikerna befinner sig egentligen i sitt utvecklingsstadium. Det är viktigt att förstå det som beställare av emissionsmätningar. Mätteknikerna för emissioner från nedbrutet mattlim är relativt nya jämfört med tex de tekniker som förekommer inom förorenad mark (för att ta ett exempel nära byggbranschen). Volymerna är också relativt små. Detta leder till en ökad risk att beställda mätningar inte håller den kvalitet man som kund från början föreställt sig.

Ofta är också beställaren av en emissionsmätning antingen en entreprenör eller en fastighetsägare. Två yrkeskategorier för vilka beställningar av kemiska mätningar inte tillhör vardagen. Detta leder till att kvalitetskraven vid beställning ofta är ringa eller obefintliga.

Förmodligen hade emissionsmätarbranschen som helhet utvecklats av större kvalitetskrav från beställare. Därför tas här upp ett antal områden inom vilka beställare av emissionsmätningar skulle kunna formulera skarpare krav.

Konsultens roll i det egna företaget.

Det är lätt att göra antagandet att en mätande konsult på ett större företag har en större trovärdighet än en konsult från en mindre firma. Man upplever en trygghet i att beställa från en organisation med ett känt varumärke. Vissa företag skyltar också med certifierade kvalitetssystem.

Om den mätande konsulten ingår i ett kvalitetssystem hos sin organisation, ska det finnas en fastlagd relation mellan konsultens mätningar och huvudorganisationens kvalitetssystem. Den högsta ledningen ska säkerställa att lämpliga kommunikationsprocesser förekommer. Som beställare till företaget kan du efterfråga ett uttalande från ledningen om mätningens kvalitet och på vilket sätt ledningen i sin tur upprätthåller kvaliteten på det kvalitetssystem som mätningen är en del av.

En annan ”enkel” kontroll är att be konsulten uppvisa en kvalitetsmanual.

Om ett kvalitets-uttalande från ledningen och/eller en kvalitetsmanual kopplad till företagets kvalitetssystem inte finns, är risken stor att den enda garanten för mätningens kvalitet är den enskilde konsulten (Vilket i och för sig inte måste innebära att mätningen håller en sämre kvalitet.).

Standardiserade mätningar

Att hänvisa till en standard vid beställning av en provning är ett vanligt sätt klargöra exakt vad det är för provning som beställs och vilka krav som föreligger på noggrannheten i resultatet. Eftersom emissionsmätning i och från betong är en relativt ny företeelse och marknaden är ganska liten, så är flera av de existerande metoderna inte standardiserade. Egentligen är det bara Nordtest-metoden av här uppräknade metoder som är standardiserad av någon annan part än den som säljer och utför mätningen. Vilket också leder oss till frågan om vad en standard egentligen är för något ?

Vad som är en standard är inte glasklart. I ett allmänt uppslagsverk kan man hitta förklaringar i stil med att en standard är kunskaper sammanställda av fler än en person, från näringsliv och/eller samhälle, med erkända kunskaper i ämnet.

Om vi utgår från att texter i ISO-standarder representerar grundläggande kunskaper och erfarenheter inom sina respektive områden, kan det vara värt att begrunda hur man rekommenderas att gå till väga när man ska välja mätmetod i EN ISO/IEC 17025:2005, avsnitt 5.4.2 ”Val av metoder” – ”Laboratoriet ska använda provnings och kalibreringsmetoder, inklusive metoder för provtagning, som tillfredsställer kundens behov och som är ändamålsenliga för de provningar och/eller kalibreringar som det åtar sig. Företrädesvis skall metoder som har publicerats i internationella, regionala eller nationella standarder användas. Laboratoriet ska säkerställa att det använder senast gällande utgåva av en standard, utom då detta inte är lämpligt eller möjligt. När det är nödvändigt skall en standard kompletteras med tilläggsdetaljer för att säkerställa enhetlig tillämpning.”

”Då en kund inte specificerar vilken metod som skall användas, skall laboratoriet välja ändamålsenliga metoder som har publicerats antingen i internationella, regionala eller nationella standarder, eller av erkända tekniska organisationer, eller i relevanta vetenskapliga böcker eller tidskrifter, eller angivits av utrustningens tillverkare. Metoder som har utvecklats av laboratoriet eller metoder som har antagits av laboratoriet kan också användas om de är lämpliga för det avsedda ändamålet och om de är validerade. Kunden skall informeras om val av metod. Laboratoriet skall bekräfta att det kan tillämpa standardmetoder innan dessa införs i laboratoriets verksamhet. Om standardmetoder ändras skall bekräftelsen upprepas.”

För att sammanfatta – Ett specificerat sätt att utföra en mätning på kallas för *metod*. Om kvaliteten på metoden har kontrollerats kan metoden sägas vara *validerad*. En sammanslutning av personer med erkänd kompetens på området (tex ett branschförbund) kan ta på sig att publicera en *validerad metod* och utropa metoden som en *standard*.

Branscherfarenhet från kemiska mätningar säger att det ur kvalitetssäkringssynpunkt är viktigt att standardiserade metoder användas så långt det är möjligt. Saknas lämplig standard, ska metod som publicerats av så erkänd instans som möjligt användas. Om kundens behov inte möjliggör annat än att en egenutvecklad metod måste användas, se då till att metoden är validerad.

En fördel med att använda sig av en standard är alltså att det leder till minskad arbetsbelastning för provtagare och laboratorium. En stor del av valideringsarbetet är redan gjort.

Validering av metoder

Med validering menas här anskaffande av objektiva bevis för att kraven på mätmetoden är uppfyllda. Nedan ges några exempel på valideringstekniker.

Referensnormaler och referensmaterial

Ofta används referensmaterial för att kontrollera mätmetoder inom analytisk kemi. Dvs ett prov med känd mängd analyt anskaffas för att testa sin mätmetod på. I vissa fall är dessa referensmaterial också certifierade av tredje part. I de fall referensmaterial av erkänd kvalitet inte finns att tillgå görs ibland interkalibreringar. Vid en interkalibrering testas flera olika labb samma prov (vars halt inte behöver vara känd). Medelvärdet av de olika labbens provsvar förutsätts sedan ligga närmast det sanna värdet och labben som ingått i interkalibreringen kan jämföra sitt resultat mot detta.

Tyvärr finns inga specifika referensmaterial för mätning av VOC från betong idag. Det är upp till varje provtagande och analyserande företag att lösa referensmaterialproblemet efter eget huvud.

Att skapa ett prov med känt VOC-innehåll på egen hand har provats i några fall (tex Hjellström, och Hjelm). I dessa metoder söks det totala innehållet av respektive analyt i provet, vilket förenklar valideringen. Är syftet med metoden att bestämma emission från provet, innehåll i gasfas eller vad som är bundet till betongen, blir det genast svårare att skapa ett valideringsprov. I dagsläget finns inga genomarbetade data på hur VOC fördelar sig mellan betong och gasfas (fördelningskonstanter presenterade ovan tillhör de första försöken att studera jämvikten mellan betong och gasfas).

Jämförelse av resultat med resultat framtagna med andra metoder

Vissa i rapporten uppräknade metoder syftar till att mäta samma sak. Tex porluftskoncentration eller totalt innehåll av respektive analyt. Därigenom öppnas en möjlighet att göra gemensamma provningar på material av samma ursprung (tex betong från samma djup i en och samma borrhäla) med två olika metoder. När man samma resultat med bägge metoderna talar detta för att metoderna visar rätt. Trovärdigheten för en metod som samprovas på detta sätt ökar med trovärdigheten hos jämförelsemetoden. Dvs visar din egenutvecklade metod samma resultat som en internationellt standardiserad metod, blir trovärdigheten högre, än om du jämför resultat från två egna hemsnickrade metoder.

Övriga valideringstekniker

I vissa standarder lämnas en öppning för andra valideringslösningar om det inte finns tillgång på prov med känt innehåll att jämföra med. Det handlar om systematisk bedömning av faktorer som påverkar resultatet samt bedömning utifrån vetenskaplig förståelse av principerna i metoden och utifrån praktisk erfarenhet.

Om detta är genomförbart i fallet mätning av VOC från alkalisk nedbrytning på betong har inte framkommit i denna undersökning. Inga publicerade exempel på hur man validerar metoden utan att ha tillgång till prov med känt innehåll har påträffats.

Detektionsgräns

Vid en validering ska bla detektionsgräns för metoden bestämmas. Detektionsgräns är den lägsta koncentrationen vid vilken analyten med en viss statistisk säkerhet kan upptäckas med metoden. Det finns olika statistiskt förfinade sätt att utvärdera en metods detektionsgräns, varav det enklaste exemplet är att mäta på en blank ett flertal gånger och sätta detektionsgränsen till 3 gånger bruset från analysinstrumentet. En blank är ett material av samma typ som man avser analysera, men utan den aktuella analyten. Det skulle tex kunna vara en bit betong som inte exponerats för nedbrytningsprodukter från alkalisk hydrolys.

Bestämbarhetsgräns

Bestämbarhetsgränsen är den lägsta analytkoncentration som kan bestämmas med acceptabel riktighet och precision. Notera att bestämbarhetsgräns alltså inte behöver vara samma som detektionsgräns. Detektionsgränsen avgör när det är möjligt att säga att analyten är närvarande i provet. Bestämbarhetsgränsen avgör när analyten dessutom kan kvantifieras med en i förväg angiven statistisk säkerhet.

Mätområde

Mätområdets nedre gräns är bestämbarhetsgränsen. Mätområdets övre gräns bestäms av detektionsprincipen man använder sig av. Tex om adsorbentröret vid provtagning i en luftström blir överladdat och inte kan ta åt sig mer analyt så har mätområdets övre gräns nåtts. I dessa sammanhang brukar man även tala om "linearitet". Dvs det detektionsområde där instrumentsignalen ökar linjärt med halten analyt. Plottar man analytkoncentrationen mot instrumentsignal fås en rak linje. Det går att använda en metod även om koncentrationen i provet är så hög att det linjära området för metoden har passerats. Detta under förutsättning att man känner till hur kalibreringskurvan böjer av och matematiskt kan kompensera för detta mha kurvanpassning. Det är alltså av vikt att den mätande konsulten känner till mätområde och linearitet för sin metod.

Riktighet

Med riktighet avses graden av överensstämmelse mellan provets verkliga innehåll av analyten och medelvärdet som framkommer vid flera analyser. En metod kan vara behäftad med systematiska fel som gör att medelvärdet av analyserna antingen överskattar eller underskattar det sanna värdet. Riktigheten bestäms i allmänhet med något av de arbetssätt som beskrivs under valideringstekniker ovan. Dvs man testar metoden på prover med känt innehåll av analyten eller gör jämförelser mot andra metoder.

Precision

Precision anger graden av överensstämmelse mellan olika mätningar med metoden. Precision brukar anges med information om metodens repeterbarhet och reproducerbarhet. Måttet på precisionen uttrycks vanligen som standardavvikelsen för metoden. Dvs hur mycket resultatet svänger kring ett medelvärde.

Repeterbarheten är standardavvikelsen när alla faktorer hålls konstanta. Metoden körs av samma person, på samma prov och med samma utrustning under en kort tidsrymd.

Reproducerbarheten är standardavvikelsen när alla eller nästan alla faktorer ändras. Ett mått på reproducerbarheten för en metod bör helst inte anges utan vidhängande information om vilka faktorer som ändrats vid bestämmandet av reproducerbarheten.

Apparatur och utrustning, inklusive prestandakrav.

Vilka delar av provtagningsutrustningen påverkar metodens robusthet? Om konsulten har gjort medvetet testat olika förändringar i metoden under framtagandet av densamma har han/hon undersökt metodens robusthet. Dvs tagit reda på vilka steg som har störst inverkan på metodens tillförlitlighet (tex luftflöde, provtagningsstid, etc). Att konsulten har kunskap om vilka steg i metoden som har störst påverkan på resultatet är särskilt viktigt om avsteg från metoden behöver göras. Att tex korta ner provtagningsstid eller ändra luftflöden är exempel på förekommande avsteg.

Det bör finnas kontrollrutiner för den delen av apparaturen som har störst inverkan på resultatet. Kalibreras luftpumpar efter fastslagen plan? Är RF-givare kontrollerade mot drift i anslutning till mätning?

Provtagning

Hittills i denna rapport har endast förfarandet med det enskilda provet diskuterats. Dock återstår ett inte obetydligt problem att hantera – Val av provtagningspunkt.

Genom en serie FLEC-mätningar i två olika objekt visade Göran Stridh vid Arbets- och miljömedicin i Örebro (Stridh 2003) på ett tydligt sätt, att utbredningen av en eventuell skada i en limmad golvbeläggning är mycket svår att förutsäga. Genom att flytta mätutrustningen någon meter kunde vitt skilda resultat erhållas. Undersökningen pekar på ett forskningsbehov inom horisontell utbredning hos den här typen av skador. Den visar också på en klar risk att en golvundersökning kommer till ”fel” slutsatser om golvets genomsnittliga kondition och utbredningen hos en eventuell skada. Här kan också förklaringen ligga till att olika mätande konsulter ibland kommer till skilda slutsatser i samma objekt.

Ingen annan av referenserna till denna rapport tar upp (än mindre presenterar en lösning på) problemet att välja provtagningspunkt vid emissionsmätning på limmade golv. Vi står sannolikt inför ett problem som måste angripas med mödosam grundforskning. I litteraturstudien till denna undersökning har inga försök att hitta lämpliga provtagningsstrategier för nedbrutet mattlim gått att hitta. Därför kan ingen säkerställd rekommendation lämnas för vilken provtagningsstrategi som skulle vara mest lämpad. Det föreligger ett behov att utvärdera de provtagningsstrategier som används idag.

På markmiljösidan har ett större arbete lagts ner för att utveckla provtagningsstrategier. Inom geovetenskaperna har man brottats med provtagningsstrategier ända sedan man började leta efter fyndigheter i mark. Nedan presenteras några av huvuddragen i dessa provtagningsstrategier.

Kanske skulle någon eller några av dessa provtagningsstrategier kunna bli en framkomlig väg för att välja provtagningspunkter i golv.

Slumpmässig provtagning

Slumpmässig provtagning är ett sätt att komma runt osäkerheter orsakade av den mänskliga faktorn. Att låta slumpen välja provpunkt innebär att det blir möjligt att använda statistisk behandling av framtagna data (Naturvårdsverket 1996). Nackdelen med slumpmässig provtagning är att många provpunkter kan behövas för att minska den statistiska osäkerheten till en acceptabel nivå. Ju fler prover som tas desto tydligare träder bilden av skadans utbredning fram.

Provtagning och analyskostnad för emissioner i golv kan idag räknas i storleksordning tusental kr per provpunkt (timdebitering konsult + analyskostnad + ev instrumenthyra). Under tecknads erfarenhet är att detta är för höga kostnader för att ett mätuppdrag ska kunna prova slumpmässigt fram till dess att en tydlig bild av skadans utbredning visar sig (det blir svårt att lämna offert på mätningar när slumpen avgör hur många mätningar som kommer att behövas).

Förmodligen tillämpas ett antal olika provtagningsstrategier på marknaden. Ett lämpligt sätt att utvärdera förekommande strategier vore att testa dem mot slumpmässig provtagning. Hur många mätpunkter kräver respektive strategi i jämförelse med antalet provpunkter som krävs vid slumpmässig provtagning?

Systematisk provtagning

Vid systematisk provtagning brukar det provtagna området delas in i rut- eller triangelnät. Systematiska fel kan då uppstå pga att nätet placerats på fel ställe alternativt att rutorna/trianglarna valts för stora. Ett för stort avstånd mellan koordinatlinjerna innebär att en föroreningsplym som ligger parallellt med ett kvadratisk rutnät kan missas. Sannolikheten att missa en förorening minskar något genom att använda ett triangelformat provtagningsnät istället för ett fyrkantigt (Naturvårdsverket 1996).

Riktad provtagning

Vid riktad provtagning väljs provpunkterna efter subjektiv bedömning. Troligen genomförs de flesta provtagningar av nedbrutet mattlim idag som riktade provtagningar. En fördel med riktad provtagning är att det medger användning av det sunda förnuftet och personliga erfarenheter. En nackdel med riktad provtagning är att metoden i formell mening inte medger statistisk behandling av data.

Upphandling av mätningar utförda med icke-standardiserade metoder

När kunden vid analysbeställning inte har möjlighet att hänvisa till en metod som ingår i en standard, bör någon annan typ av överenskommelse träffas, där kundens krav och syfte med provningen specificeras. I specifikationen bör ingå krav på att använd metod ska vara validerad (se avsnitt om validering ovan).

Nedan ges ett förslag på vad som utöver krav på validering kan ingå i kundens kravspec på mätningen.

Specifikation av kundens syfte med provningen

En överenskommelse bör alltså innehålla specifikation av kundens syfte med provningen. Det kan låta självklart, men går att göra komplicerat.

Är syftet att bedöma om:

- Golvet är skadat och behöver bytas ut? (och i så fall hur stor del?)
I detta fall kan i princip alla mätmetoder göra anspråk på att vara till nytta. Styrande vid val av metod är bör vara vilket gränsvärde för skada man vill använda sig av (detta bör alltså tänka igenom man genomför mätning). Dvs välj en metod som ger resultat som kan jämföras med ditt gränsvärde för skada.
- Golvet kan vara en orsak till rapporterade hälsoproblem?
Detta är en riktigt hård nöt att knäcka eftersom forskningen inom området inte har lämnat några entydiga besked om golvemissionerna påverkar hälsan eller ej. Etablerat gränsvärde saknas alltså. Vanligt är istället att beställare och mätande konsult utvärderar det färdiga resultatet efteråt. Konstaterades de högsta värdena i de lokaler där flest klagomål på innemiljön förekommit? I den situationen vill man gärna ha tillgång till så många mätresultat som möjligt. Det kan därför vara lämpligt att använda sig av en relativt billig och snabb metod för att få många resultat. Samtidigt måste resultaten vara pålitliga och rimligt exakta. Efterfråga information om metodens mätosäkerhet.
- Vad som är lämplig saneringsåtgärd?
Här kan metoder som mäter på djupet i betongen sägas ha en tänkvärd aspekt. Eftersom emissionerna från limnedbrytningen sätter sig i betongen, kan en mätning på djupet ge information som är användbar vid beslut om huruvida golvet bör fräsas, förseglas eller dylikt i samband med en sanering.

Ett syfte med mätningen som inte bör glömmas bort är att söka förklaringen till varför en skada uppstått.

Det finns inga branschgemensamma gränsvärden för vad som kan vara olämpliga emissioner ur hälso- eller funktionssynpunkt. Dvs det finns inget officiellt gränsvärde för vad som är en skada. Efter genomförd mätning kommer en diskussion att uppstå där det gäller att med hjälp av den mätande konsultens egna erfarenheter bedöma hur pass skadat eller oskadat golvet är. En diskussion kring hur pass stor del av golvet som är skadat kan därmed också uppstå.

Som tidigare påpekats är omfattningen på provtagningen av emissioner från limmade golvkonstruktioner inte specificerad i någon standard. Nordteststandarderna för FLEC berör tex bara hur provtagningen ska gå till när provplatsen väl är vald. Hur många prover som behöver tas är alltså öppet för diskussion. Ofta förutsätts en provtagning i ett rum representera golvet i hela rummet. Som har återgetts i denna rapport så är det egentligen inga kända fakta som styrker att skadans utbredning påverkas av hur innerväggarna står.

Råd: Diskutera med den mätande konsulten hur han eller hon resonerar kring val av provpunkter. Kommer fuktindikator eller dylikt att användas för att spåra fuktigare delar av konstruktionen? Finns fuktmättningsprotokoll från entreprenörens egenkontroll, K-ritningar med betongtjocklekar eller annat material som kan ge en fingervisning om var uttorkningstiden kan ha varit kritisk? Har fastighetsskötaren intervjuats om eventuella tidigare fuktproblem/fuktkällor i huset? Ska fukt mätas i betongen? En djupprofil på fukten kan ge möjlighet att uppskatta i vilket skede uttorkning (och därmed risken för skada) befinner sig.

Ett sätt att utvärdera anbud från två olika mätande konsulter är alltså att i förväg begära in information om vid vilka mätvärden golvet kan anses skadat och hur många mätpunkter som krävs för att avgränsa utbredningen av en skada.

Åtgärder vid en emissionsskada kan vara av olika karaktär. Det finns produkter som hävdas påskynda utdrivning av deponerade emissioner och produkter som förseglar betongen. En ny mekaniskt ventilerad golvbeläggning kan anbringas. Det finns också fall där man helt enkelt rivit bort mattan och låtit golvet ligga öppet en längre tid för att vädra ur deponerade nedbrytningsprodukter. En metod som mäter emission från golvet yta mot innemiljön kan ge en uppfattning om en skada påverkar innemiljön vid mättillfället. En metod som mäter föroreningar på olika djup i betongen kan ge en uppfattning om hur länge limnedbrytning pågått och hur lång tid det skulle kunna ta att vädra ut deponerade emissioner.

Enhet och noggrannhet

Det finns alltså ett antal sätt att ge sig på att mäta VOC från limnedbrytning. Gör klart vad det är för typ av storheter som konsulten kommer att mäta. Gäller det emission från en intakt golvkonstruktion, stansas hål i mattan, mäts koncentrationen i luften i betongens porsystem?

Levereras resultatet kvalitativa eller kvantitativa värden? Med kvalitativa resultat menas här resultat som bara kan jämföras med andra värden framtagna med samma metod. Kvantitativa värden avser den faktiska koncentrationen i betongen, luften eller emissionen. Ska resultaten användas för att beräkna utbakningstid för föroreningarna krävs sannolikt kvantitativa värden. Kvalitativa värden kan dock vara bra om konsulten (eller analyslaboratoriet) stor erfarenhet av hur dessa kan tolkas.

Avser beställaren jämföra resultaten med resultat från andra utredningar eller med forskning måste det klargöras vilken enhet som resultaten ska uttryckas i.

Vilket mätområde klarar föreslagen metod av att mäta inom? Vilken är lägsta respektive högsta bestämbarhetsgräns för aktuella föroreningar? Ligger föreslaget gränsvärde för skada inom detta intervall?

Nedbrutet mattlim och effekter på människa

Som tidigare påpekats så finns idag inga objektiva svar på om nedbrutet mattlim kan påverka människor. Forskningen på området får sägas vara mycket liten. Varje år publiceras åtminstone tiotals vetenskapliga artiklar om inomhusmiljö och hälsa, men i stort sett ingen av de artiklarna berör nedbrutet mattlim. Ett förhållande som kan verka konstigt om man ser till hur mycket tid och pengar som spenderas i byggprojekt på att få betong att torka till en sådan nivå att man slipper limnedbrytning. Inte sällan kan problemet upplevas som en av de viktigaste miljö- eller inomhusmiljöfrågorna i ett byggprojekt.

Det finns dock ett litet antal publikationer som berört problemet. Tyvärr är ingen av dessa publikationer referee-granskade för publicering i en vetenskaplig tidskrift. Referee-granskning är ett sedan länge tillämpat system inom vetenskaplig publicering, där tidskriften låter en till tidskriften knuten expert (referee) granska tillvägagångssätt, kvalitet och saklighet innan artikeln accepteras för publicering. I princip ska arbetet vara så väl rapporterat att en utomstående person som tar del av artikeln ska kunna upprepa samma försök och komma till samma resultat.

Det finns ett litet antal konferensbidrag som behandlar ämnet. Konferensbidrag granskas också av andra forskare inom området innan de accepteras, men den granskningen är mer summarisk och smäller inte lika högt som en publicering i en vetenskaplig tidskrift.

Nedan återges några referat från artiklar som rör människors exponering för nedbrutet mattlim, men först tittar vi på Kemikalieinspektionens klassificering av, och arbetsmiljöverkets gränsvärden för, butanol och etylhexanol.

Klassificering och nivågränsvärden för butanol och etylhexanol.

N-butanol med cas-nr 71-36-3 är klassificerat i de europeiska kemikaliemyndigheternas regelverk med riskfraserna 22 41 37/38 67. Koderna meddelar att butanolen är farlig vid förtäring, medför risk för allvarliga ögonskador, irriterar andningsorganen och huden. Ångorna kan göra att man blir dåsig eller omtöcknad.

Vad gäller inomhusmiljö är det antagligen förmågan att irritera andningsorgan och hud som är intressant. Arbetsmiljöverkets nivågränsvärde för butanol är dock 45 mg/m^3 ($45\,000 \text{ }\mu\text{g/m}^3$). Nivåerna i inomhusmiljö är mycket lägre än så. Utsätter man en samling råttor för $25\,000 \text{ mg/m}^3$ ($25\,000\,000 \text{ }\mu\text{g/m}^3$) kilar hälften av dem vidare (LC_{50} -värdet, *lethal concentration*).

2-etyl-1-hexanol med cas-nr 104-76-7 har klassificeringen 41 37/38 vilket innebär risk för allvarliga ögonskador, irriterar andningsorganen och huden.

Liksom för butanolen har alltså 2-etyl-1-hexanol förmåga att irritera andningsorgan och hud. Arbetsmiljöverket har inte utfärdat något nivågränsvärde för 2-etyl-1-hexanol. LC_{50} -värdet är dock det samma som för butanol.

Sakai mfl. 2006. Indoor air pollution by 2-ethyl-1-hexanol in non-domestic buildings in Nagoya, Japan. *J Environ Monit.* 2006 Nov;8(11):1122-8.

I en japansk studie mättes förekomsten av etylhexanol i kontorslokaler. Mätningar utfördes i 99 rum spridda i 42 byggnader. Medelvärde för koncentration i inomhusluft var $16,5 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ med en standardavvikelse på $5,4 \text{ }\mu\text{g/m}^3$. Utomhus var medelvärde $1,9 \text{ }\mu\text{g/m}^3$.

Det högsta värdet som påträffades inomhus var $2709 \text{ }\mu\text{g/m}^3$.
Högsta påträffade värdet utomhus var $12,4 \text{ }\mu\text{g/m}^3$.

Slutsatsen var att dominerande källan/källorna till etylhexanol finns inomhus. Man konstaterade också att rum-till-rum skillnaden i samma objekt kunde vara stor.

Kommentar: Artikeln visar att vi kan förvänta oss att träffa på etylhexanol i princip överallt. Att försöka konstatera om golvet är skadat bara genom att mäta i rumsluften försvåras därmed.

Kamijima mfl. 2005. Indoor air pollution due to 2-ethyl-1-hexanol airborne concentrations, emission sources and subjective symptoms in classroom users.

I en japansk studie av Kamijima mfl gick man ett steg längre än Sakai och försökte koppla ihop rumsluftkoncentrationer av etylhexanol med symtom hos byggnadernas brukare. Höga koncentrationer över $400 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ noterades främst i rum där mattor anbringats direkt på betong. Man kunde inte konstatera skillnader i hälsosymtom hos brukare av en byggnad med högre rumsluftkoncentrationer kontra brukare av en byggnad med betydligt lägre koncentrationer. Dock konstaterades att ett mindre antal personer i den första byggnaden klagade på symtom i

näsa, hals och nedre luftvägar. En slutsats blev att studien eventuellt var för liten för att dessa symtom med säkerhet skulle kunna hänföras till byggnaden.

Kommentar: Koncentrationer på $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i rumsluft är mycket höga i ett nordiskt perspektiv. Japanernas slutsats att emissionerna uppstår när ”backing of carpeting material” anbringas mot betongen tyder på att man inte är insatt i den nordiska forskningen, där debatten nått fram till att det är limmet och inte mattan som skadas och ger upphov till emissioner. Möjligen har man också helt andra toleranser för hur fuktig betongen får vara vid mattläggning. Den höga rumsluftskoncentrationen kan tyda på det.

Artikeln visar att japanska och svenska forskare säkerligen skulle kunna dra nytta av varandras material. Något som försvåras av att nästan allt svenskt material är skrivet på svenska och japanerna har i sin tur skrivit främst på japanska.

Konferensbidrag. A Tuomainen m.fl. Proceedings Indoor Air 2002. Indoor air quality and health problems associated with damp floor coverings in an office building

Tuomainen *m. fl.* (2005). genomförde en fallstudie i en kontorsbyggnad där golvbeläggningar av PVC byttes ut, i syfte att komma tillrätta med hälsoproblem. Kontorspersonal hade klagat över symtom på hud, i ögon och andningsvägarna, samt trötthet och huvudvärk. 8 personer av 130 uppgavs ha fått astma under en period av fyra år. Genomsnittligt skulle 1 på 1100 personer drabbas av astma i normalpopulationen.

Intresset riktades mot golvet efter mätningar med en fuktindikator. Mätningar i luft gav genomsnittliga koncentrationer på $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 1-butanol och $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 2-etylhexanol, vilket inte är att betrakta som höga halter. FLEC-mätning gjordes på golven efter att matta och avjämning avlägsnats samt under en veckolång uppvärmningsperiod där man sökte baka ut emissioner från betonggolvet. Emissionshastigheterna för butanol och etylhexanol låg inledningsvis på ca 250 respektive ca $330 \mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$ för att sedan sjunka till ca 50 respektive $100 \mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$ efter utbakningen. Utbakningen pågick i ca 2 månader.

Författarnas slutsatser var att limnedbrytningen kunde ha orsakats av kvarvarande byggfukt. Någon förnyad undersökning av brukarnas hälsa efter renoveringen rapporterades ej i artikeln.

Kommentar: Eftersom brukarnas hälsoläge inte undersöktes efter genomförd sanering går det inte att på den presenterade informationen utesluta att brukarnas besvär kunde ha berott på något annat än limnedbrytning. FLEC-mätningarna genomfördes direkt på betongen och inte på den gamla golvbeläggningen. Jämförelsematerialet för mätningar direkt på betong litet vilket försvårar möjligheten att bedöma om limnedbrytningen varit stor. Eftersom det rörde sig om 15 år gamla mellanbjälklag verkar bör limskadan vara mycket gammal. Artikelns främsta bidrag är att den förstärker kunskapen om att VOC från nedbrutet mattlim dröjer kvar i underliggande betong under längre tid.

Konferensbidrag. Proceedings Indoor Air 2002. Metiäinen m.fl. TXIB emission from floor structure as a marker of increased risk for some specific symptoms.

I arbetet undersöks ett statistiskt samband mellan hälsobesvär och koncentrationer i luft och emission från golvbeläggning av TXIB. TXIB är en mjukgörare som använts i PVC. Enkätundersökningar och mätningar med FLEC och i rumsluft genomfördes i 3 större flerbostadshus. Orsaken till mätningarna var att man på Helsingfors miljömyndigheter fick in fler klagomål på boendemiljön från människor som bodde i lägenheter med PVC-golv än från lägenheter med trägolv. Man fann ett samband mellan högre TXIB-koncentrationer och besvär i ögon, näsa och hals. Gränsen mellan vad som uppfattades som höga respektive låga

koncentrationer drogs vid $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i rumsluften. Förekomsten av 2-etylhexanol noterades också. FLEC-mätningarna gav ett 2-etylhexanolmedel på $17 \mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$ (range 13-25) i huset med minst rapporterade besvär. I de andra två husen låg FLEC 2etylhexanol på medel 3 (range 3-4) respektive $6 \mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$ (range 3-15).

Författarna spekulerade bla i att de relativt sett högre koncentrationerna av TXIB kunde vara orsakade av alkaliska reaktioner med fuktig betong eller skillnader i ventilationssystem.

Kommentar: Författarnas spekulationer om att fuktig betong orsakat emission av TXIB motsägs av att avgången av 2-etylhexanol var minst där avgången av TXIB var störst. Det är svårt att tänka sig alkalisk nedbrytning av golvkomponenter utan en ökning av 2-etylhexanol. Artikeln motsäger hypotesen att hälsobesvär skulle samvariera med högre koncentrationer av 2-etylhexanol.

Konferensbidrag. *Proceedings Indoor Air 2002*. Palomäki mfl. Damaged flooring material and absenteeism in an office.

Ett mellanbjälklag av betong gjutet i stålform färdigställdes inklusive linoleum och avjämning på 90 dagar. Beräknad uttorkningstid för bjälklaget till 90% RF fastställdes retroaktivt till 165 dagar. Vid tiden för artikelförfattarnas undersökning hade bjälklaget torkat till 91 % RF. Lokalerna utgjorde kontorsarbetsplats för 100 –160 anställda. FLEC-mätningar på den nya golvkonstruktionen låg mellan 997 och $2294 \mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$ total VOC. En FLEC-mätning på ett äldre linoleumgolv gav $204 \mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$ total VOC.

Lokalerna sanerades genom att den gamla golvbeläggningen avlägsnades och ersattes med en epoxybeläggning. Omedelbart efter renoveringen steg sjukskrivningarna till en högre nivå än innan renoveringen för att sedan falla till en nivå ca 14% lägre än innan renoveringen.

Författarna bedömning var att golvet påverkat brukarna och att den höga sjukskrivningen direkt efter renoveringen kan ha orsakats av frisläppning av damm och gaser i samband med åtgärderna. På sikt bedömdes åtgärden ha haft en positiv effekt på sjukskrivningarna (och därmed arbetsplatsens ekonomi).

Kommentar: Denna studie pekar på ett samband mellan linoleumgolv limmat på fuktig betong och ohälsa. Det skulle kunna bekräfta hypotesen om att alkalisk hydrolys av mattlim påverkar brukares hälsa negativt. Samtidigt är det känt att mögel kan förekomma på linoleum (Muntlig information 2007-11-15 Gilert. Botaniska analysgruppen). Mögelrisken varierar med mattans uppbyggnad och omgivande faktorer som tex fuktnivå. Generellt förekommer risk för mögel vid 75 % RF om förhållandena är de rätta. Kritisk fuktnivå för linoleum är dock inte fastställd map mögel. Studien kan därför även tas som intäkt för att brukarna var påverkade av mögel.

Wolkoff P. 1999. How to measure and evaluate volatile organic compound emissions from building products. A perspective. *The science of the total environment*. 227 197-213.

Peder Wolkoff vid Danmarks institute of national health har under en längre tid sysslat med emissionsmätningar på byggnadsmaterial.

Ett sätt att uppskatta irritationströskeln för ett ämne är att multiplicera ämnets RD50-värde med 0,03. RD50-värdet är den koncentration i luft som ger 50% reduktion i andningshastigheten i test på möss (ASTM-möss). Irritationströskeln för 2-etylhexanol anges på detta sätt till ca 1 ppm och irritationströskeln för 1-butanol till 100 ppm. Notera att det alltså endast rör sig om uppskattningar. Motsvarande luktrösklar anges till ca 0,1 ppm respektive 10 upphöjt i -1,5 ppm. Slutsatsen är att det är absolut vanligast att man känner lukten av ett ämne långt före ämnet når

koncentrationer som är irriterande för luftvägarna. Med irritation menas i det här fallet stimulering av nasal trigeminal nerve.

Inga VOC har hittills konstaterats som irriterande vid nivåer som normalt påträffas inomhus (undantaget formaldehyd och acrolein). Antagandet är att ämnen med omättade kol-kolbindningar eller reaktioner mellan ämnen med omättade kol-kolbindningar och oxidanter (tex ozon eller kväveoxider) bör ha en större potential att ge irritation. Alltså reaktiva ämnen förutsätts ha en större potential att skapa besvär och samtidigt är de svårare att mäta, då de reagerar med adsorbenten i provtagningsutrustningen och stannar där, istället för att elueras vidare till den kemiska analysutrustningen på labbet.

WHO har en definition på VOC som ofta är använd. Ämnen som har en ännu högre kokpunkt än VOC kallas VVOC (very volatile organic compounds) och ämnen med en lägre kokpunkt än VOC kallas SVOC (semivolatile organic compounds). När vi mäter VOC missar vi alltså VVOC, SVOC och reaktiva ämnen som reagerar med provtagningsutrustningen.

Norbäck D mfl 2000. Asthma symptoms in relation to measured builing dampness in upper concrete floor construction, and 2-ethyl-1-exanol in indoor air. *International journal of tuberculosis and lung disease* 4(11) 1016-1025.

Dan Norbäck mfl. Asthma symptoms in relation to measured builing dampness in upper concrete floor construction, and 2-ethyl-1-exanol in indoor air.

Forskare från Yrkes och miljömedicin i Uppsala undersökte innemiljö och brukare i fyra vårdbyggnader i Ystad. Man sökte faktorer som kunde korrelera med astmasymptom hos personal som arbetade i byggnaderna. Bland annat mättes 2-ethyl-1-hexanol i inomhusluft och fukt i betong. Övriga parametrar kretsade kring mikroorganismer, kvalster, ventilation, TVOC och formaldehyd. Hälsobesvär undersöktes med en enkät. Två av byggnaderna (byggda 1985 respektive 1993) hade fuktnivåer i betong mellan 75-84% och golvbeläggning av PVC. En av dessa två byggnader hade källare och en av dem hade bitvis källare och bitvis platta på mark. Astmabesvären var större i de två ”fuktiga” byggnaderna än i de andra två som var byggda 1925 respektive 1995. Byggnaden från 1995 var byggd av antroposofier och innehöll därför så mycket naturmaterial som möjligt. De två fuktiga byggnaderna hade ett medelvärde på 12 (spridning 2-32) µg/m³ 2-etylhexanol i inomhusluften. Den äldre byggnaden och antroposofbyggnaden hade ett medelvärde mindre än 1 µg/m³. Astmasymptomen var signifikant fler i de två fuktiga byggnaderna än i de två övriga (astmamedicineringen var dock inte större).

Forskarna drog slutsatsen att alkalisk fukt i betong hade brutit ner mjukgöraren DEHP i PVC-mattor till 2-etylhexanol och detta hade gett fler astmasymptom i de fuktiga byggnaderna.

Kommentar: De sk fuktiga byggnaderna hade ett RF mellan 75-84% i betongen. I ett nybyggnadssammanhang hade en betong under 85% RF snarare kallats för en torr betong. HUS-AMA föreskriver 85% för läggning av täta mattor som PVC. I artikeln framgår inte om det möjligtvis är så att det högre värdet (85%) är uppmätt i platta på mark och det lägre värdet (74%) är från bjälklag ovan källare. I så fall kan det röra sig om fuktnivåer som ligger nära sitt fortvarighetsstillstånd. Dock kan det fortfarande vara så att fuktnivåerna var höga när mattan lades, men det går inte att utläsa ur uppgifterna i artikeln. Möjligen hade fuktnivån vid mattläggning kunnat rekonstrueras genom att studera fuktfördelningen genom olika djup i plattan/bjälklagen eller med hjälp av uttorkningsprogrammet TORKAS och en tidplan från uppförandeentreprenaden tillsammans med uppgifter om vatteninnehållet i betongreceptet. 2-etylhexanol och formaldehyd var de enda enskilda industrikemikalierna som studerades. Svensk tillverkningsindustri som använder formaldehyd (i spånskivor tex) har lagkrav på sig att hålla efter formaldehydavgivningen från sina produkter. För 2-etylhexanol förekommer inte motsvarande

krav. 2-etylhexanol var alltså den enda vanligt förekommande industrikemikalien utan lagliga restriktioner som studerades. Hur hade bilden sett ut om även ett antal andra kemikalier förekommande i plast, fogmassa mm också hade uppmätts? Kanske hade även dessa ämnen förekommit i högre halter i de två relativt nya fuktiga byggnaderna än i en byggnad från 1945 som kan förmodas vara väl utvädrad vid det här laget och en antroposofbyggnad som rimligtvis innehåller mindre av

Referenser:

Alexandersson 1994. Långtidsinverkan av fukt på limmade golvbeläggningar på underlag med olika alkalinitet. *AMA-nytt Mark Hus* 2/94.

Anderberg 2007. *Studies of moisture and alkalinity in self-levelling flooring compounds*. Doktorsavhandling. Lunds tekniska högskola. Institutionen för byggnadsmaterial. ISBN 978-91-628-7146-8.

Engström, Sjöberg A 2002. Measurements of stored decomposition products from flooring adhesives in a concrete floor, used for choosing floor surface constructions. *Proceedings of the 6th Symposium on Building Physics in the Nordic Countries*. Konferensbidrag. Trondheim, Norway . 17-19 June 2002

Engström, Hall, Sjöberg 2003. a field study of the distribution of degraded flooring components in a concrete floor. Konferensbidrag *Healthy building 2003*. Singapore.

Golvbranschen 2004. *Branschstandard. Mätning av emissionsegenskaper hos sammansatta golvkonstruktioner. Version 2*.

Grantén 2004. *Fuktsäkerhet vid limning på lågalkalisk avjämning*. SBUF-projekt nr 11427. Webbpublicerad. www.sbuf.se.

Grantén 2006. *Fuktsäker avjämning del 2. Uppföljningsmätningar efter 2 år*. SBUF-projekt nr 11680. Webbpublicerad. www.sbuf.se.

Gustavsson 1996. *Golvmaterial på olika typer av fuktiga betongunderlag. Översikt och kommentarer till undersökningar med inriktning på kemisk nedbrytning och emission*. SP-rapport 1996:25.

Hedenblad 1996. *Materialdata för fukttransportberäkningar*. Byggforskningsrådet rapport T19:1996. ISBN 91-540-5766-3.

Hjelm, Åberg 2003. *Metodutveckling för kvantitativ analys av 1-butanol, 2-etylhexanol och toluen i betong*. Examensarbete. Institutionen för kemiteknik, Chalmers Lindholmen

Hjellström mfl. 2002. Multiple headspace extraction gas chromatography for quantification of VOCs in concrete. Konferensbidrag. *Proceedings Indoor Air 2002*. Monterey CA.

Kamijima mfl. 2005. Indoor air pollution due to 2-ethyl-1-hexanol airborne concentrations, emission sources and subjective symptoms in classroom users. *Nippon Koshu Eisei Zasshi* 2005; *Dec52(12):1021-31*. OBS – källan är endast artikelns abstract. Artikeln är på japanska.

Kristensson 2006. Mätning av kemiska ämnen i golvkonstruktioner. *Bygg och teknik* nr 8/06.

Metiäinen m.fl 2002. TXIB.emission from floor structure as a marker of increased risk for some specific symptoms. Konferensbidrag. Proceedings *Indoor Air 2002*. Monterey CA.

Naturvårdsverket 1996. Rätt datakvalitet. *Vägledning i kvalitetssäkring vid miljötekniska markundersökningar*. Rapport 4667.

Naturvårdsverket 1994. *Vägledning för miljötekniska markundersökningar. Del 1: Strategi*. Rapport 4310.

Nilsson mfl. 2000. *Validering av kemiska analysmetoder*. Webbpublicerad. www.swedac.se. ISSN 1400-6138.

Norbäck D mfl 2000. Asthma symptoms in relation to measured building dampness in upper concrete floor construction, and 2-ethyl-1-hexanol in indoor air. *International journal of tuberculosis and lung disease* 4(11) 1016-1025.

Nordtest 1998. *NT Build 484*. Building materials: emission of volatile compounds – on-site measurements with Field and laboratory emission cell (FLEC).

Palomäki mfl 2002. Damaged flooring material and absenteeism in an office. Konferensbidrag. *Proceedings Indoor Air 2002*. Monterey CA..

Sakai mfl. 2006. Indoor air pollution by 2-ethyl-1-hexanol in non-domestic buildings in Nagoya, Japan. *J Environ Monit.* 2006 Nov;8(11):1122-8.

Schoeps mfl. 2003. Ny analysteknik av flyktiga föroreningar i betong. *Bygg och teknik nr 7/03*.

Sjöberg 1998. *Transportprocesser och reaktioner i belagda betonggolv. Olika faktorerers inverkan på emission från golvkonstruktioner*. Licentiatuppsats. Chalmers tekniska högskola. Institutionen för byggnadsmaterial. P-98:13

Sjöberg 2001. *Sekundära emissioner från betonggolv med limmade golvmaterial. Effekter av alkalisk hydrolys och deponerade nedbrytningsprodukter*. Doktorsavhandling. Chalmers tekniska högskola. Institutionen för byggnadsmaterial. P-01:4

Sjöberg 2001. *Egenskaper och funktion hos fukt och alkalispärrar på betong*. Chalmers tekniska högskola. Institutionen för byggnadsmaterial. Uppdragsrapport. P-01:5

Sjöberg 2003. Inneslutningsmetoder och spärrskikt, ett kontroversiellt ämne. *Inombusklimat Örebro 2003*. Konferensbidrag. ISBN 91-973975-1-2.

Stridh 2003. Skall vi mäta kemin under golvbeläggningar och hur tolkar vi i så fall mätresultaten? *Inombusklimat Örebro 2003*. Konferensbidrag. ISBN 91-973975-1-2.

Sjöberg 2006. Kemiska ämnen i golv och användning av emissionsspärrar. *Inombusklimat Örebro 2006*. Konferensbidrag. ISBN 91-973975-3-9.

Standardiseringen i Sverige 2005. Svensk standard *SS-EN ISO/IEC 17025*. Allmänna kompetenskrav för provnings- och kalibreringslaboratorier.

Tuomainen m.fl 2002 Indoor air quality and health problems associated with damp floor coverings in an office building. Konferensbidrag. Proceedings *Indoor Air 2002*. Monterey CA.

Toumainen mfl. 2004. Indoor air quality and health problems associated with damp floor coverings. *Int Arch Occup Environ Health* 2004 apr;77(3):222-6

Wengholt-Jonsson 1995. *Kemisk emission från golvsystem*. Effekt av olika betongkvalitet och fuktbelastning. Licentiatuppsats. Chalmers tekniska högskola. Institutionen för byggnadsmaterial. P-95:4.

Wolkoff P. 1999. How to measure and evaluate volatile organic compound emissions from building products. A perspective. *The science of the total environment*. 227 197-213.