

Metodik för kontroll av cementbaserade materials egenemissioner

-

Oskar Linderoth
Swerock AB

2025-12-19

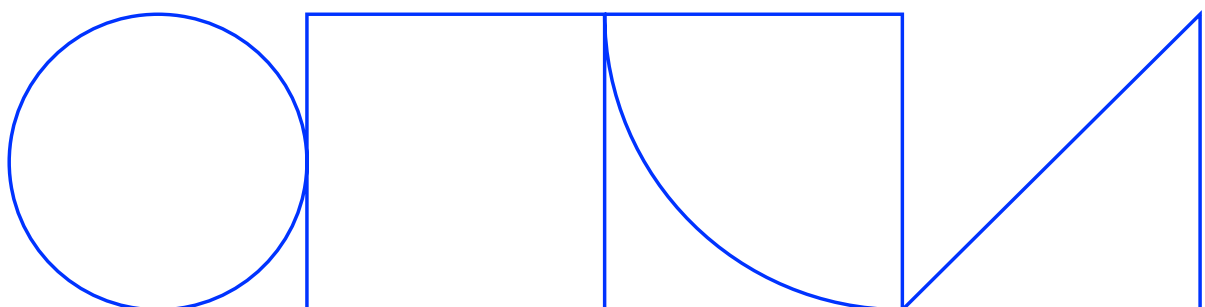
SWEROCK

NCC

**Heidelberg
Materials**

PEAB

Thomas
CONCRETE GROUP



Förord

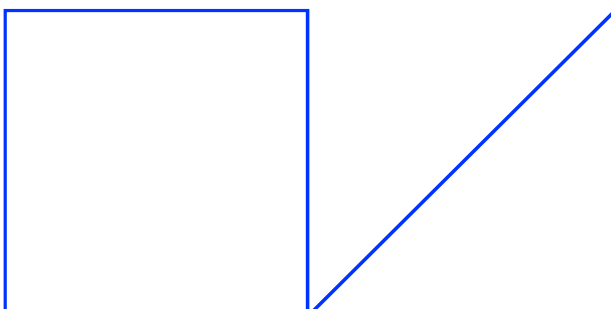
Projektets arbetsgrupp har bestått av:

- Oskar Linderoth, Swerock (projektledare och huvudförfattare)
- Mikael Oxfall, NCC (bitr. projektledare)
- Stina Rosén, NCC (bidragit särskilt till avsnitt 3.3)
- Mattias Lindström, Peab
- Oskar Esping, Thomas Concrete Group
- Jonas Carlswärd, Heidelberg Materials Betong Sverige
- Anders Selander, Heidelberg Materials Cement Sverige

Projektet har finansierats av SBUF och de företag som har representanter i arbetsgruppen. Tack till finansiärerna och tack till projektets stora och kompetenta referensgrupp.

Stockholm, december 2025

Oskar Linderoth



Sammanfattning

Betong och andra cementbaserade material utgör en betydande del av byggbranschens klimatavtryck. För att minska klimatpåverkan används allt oftare mineraliska tillsatsmaterial som ersättning för cement, vilket förändrar betongens egenskaper och skulle kunna påverka emissionerna till inomhusmiljön. Samtidigt saknas gränsvärden och en standardiserad metodik för att mäta och klassificera egenemissioner från cementbaserade material. Denna brist skapar osäkerhet för entreprenörer och materialleverantörer och riskerar hämma utvecklingen av användningen av nya klimatförbättrade material.

Syftet med projektet är att öka förståelsen för hur betong påverkar inomhusmiljön och att ta fram gemensamma riktlinjer och metodik för att säkerställa god inomhusmiljö vid användning av klimatförbättrade betonger. Projektet omfattar inte tillsatsmedlens direkta inverkan, men den föreslagna provningsmetodik kan användas även för kontroll av nya tillsatsmedel.

Projektet har genomförts med litteraturstudier, analys av skadefall och laboratorieförsök där emissionsmätningar utförts på betong med olika bindemedelsammansättningar.

Resultaten visar att de undersökta betongsammansättningarna inte ger upphov till förhöjda halter VOC eller andra hälsovådliga ämnen. Mätbara emissioner av ammoniak förekommer från betongerna med slagginblandning. Emissionstakten är högst direkt efter gjutning men avtar kraftigt de första månaderna. Nivåerna bedöms inte påverka inomhusmiljön eller anslutande material negativt.

Under de senaste åren har ett fåtal dokumenterade skadefall förekommit där ammoniak misstänks ha orsakat missfärgning av ekparkett. I vissa fall tros missfärgningen bero på ammoniak från betong med särskilda tillsatsmedel, till exempel fryskyddsmedel. Brister i fuktskyddet mellan parkett och betongyta misstänks också bidra till skador.

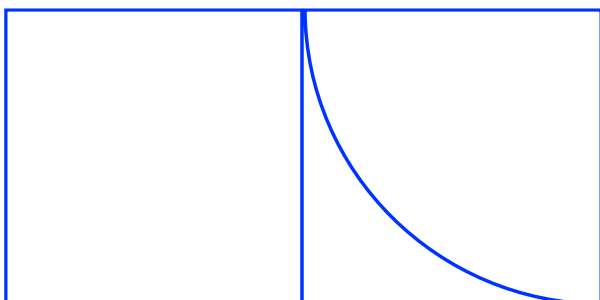
Ett sätt att minska risken för skador i framtiden är att kontrollera nya material och tillsatsmedel innan de förs in i produktion. En första kontroll kan vara att bestämma kvävehalten eftersom det ger en indikation på hur mycket ammoniak som kan bildas. Vidare undersökningar av emissioner kan exempelvis utföras enligt etablerade certifieringssystem som M1.

Mätningar på betong bör dock utföras vid den tid efter gjutning då ytbeläggning normalt sker. Tidig ålder kan ge missvisande resultat då emissionstakten sjunker och når stabila nivåer först efter några månader.

För de betonger som undersökts i projektet ses ingen ökad risk för problem med inomhusmiljön eller missfärgning av anslutande material, exempelvis ekparkett. Det senare förutsätter dock att golvbeläggningen förses med ett heltäckande fuktskydd, som även fungerar som emissionsskydd, och som viks upp mot vägg.

Innehåll

1	Bakgrund	4
2	Syfte och avgränsningar	5
3	Litteraturstudie	6
3.1	Tidigare studier	6
3.2	Skadefall de senaste åren	8
3.3	Krav, regelverk och lagstiftning	10
4	Laboratorieförsök	13
4.1	Material och mätmetoder	13
4.1.1	Kvävehalter	14
4.1.2	Emissionsmätningar	14
4.1.3	Fuktmätningar	16
4.2	Resultat och diskussion	17
4.2.1	Kvävehalter	17
4.2.2	Emissionsmätningar	17
4.2.3	Fuktmätningar	20
5	Råd och rekommendationer	23
5.1	Materialleverantörer	23
5.2	Entreprenörer	23
6	Slutsatser	24
7	Referenser	25



1 Bakgrund

Betong och andra cementbaserade material står för en ansevärd del av byggbranschens och samhällets klimatavtryck [1], [2]. Räknat per kilogram är betongens klimatavtryck relativt lågt – betydligt lägre än många andra byggnadsmaterial – men de stora volymerna gör att det sammanlagda avtrycket blir mycket stort [3]. Faktum är att det produceras mer än en m³ betong per person globalt varje år, vilket gör betong till det näst mest använda materialet i världen efter vatten.

Cement utgör normalt ca 10% av betongens volym, men står trots det för nära 90% av dess klimatbelastning. En effektiv strategi för att minska klimatavtrycket är därför att ersätta delar av cementen med mineraliska tillsatsmaterial med cement-liknande egenskaper men betydligt lägre klimatpåverkan [4], [5]. Användningen av mineraliska tillsatsmaterial förändrar bindemedlets kemiska sammansättning och påverkar betongens egenskaper [6], [7]. Andelen tillsatsmaterial kommer sannolikt att öka framöver och etablerade alternativ som slagg och flygaska får konkurrens av nya material som vulkaniska askor, metallurgisk slagg och aktiverade leror.

För att undvika att förändringarna på bindemedelssidan leder till problem och skador krävs systematiska studier för att kartlägga och kontrollera de nya materialens inverkan på betongens egenskaper. Sådana insatser görs oftast för mekaniska egenskaper och för vissa beständighetsaspekter men det saknas metodik för att kontrollera och kategorisera cementbaserade materials egenemissioner.

De senaste åren har flera branschgemensamma utvecklingsprojekt genomförts för att undersöka var, hur och varför fuktrelaterade golvsador uppstår, några exempel: SBUF 13599, 13560 och 14073 [8], [9], [10]. Fokus i samtliga projekt har varit betongens fuktnivåer och dess inverkan på nedbrytningsprocesser i golvsystemet. Resultaten visar bland annat att skador och emissioner som man tidigare trodde orsakats av en alltför fuktig underliggande betong kan uppstå även när betongen genom mätning bevisats vara "tillräckligt" torr. En bild som nyligen bekräftas i SBUF 14100 [11] där man gjort en genomlysning av tidigare studie och sammanställt dokumenterade skadefall. De pekar bland annat ut att emissioner som används för att indikera golvsador även kan förekomma som egenemissioner från lim- och plastmattor. Vilka egenemissioner som förekommer från betong och andra cementbaserade material samt hur dessa påverkas när användningen av mineraliska tillsatsmaterial ökar tas inte upp i ovan nämnda studier men är en alltmer angelägen fråga för branschen.

Ammoniak är ett ämne som normalt bildas och emitteras från cementbaserade material [12], [13]. Tidigare studier har visat att ammoniakhalten under ett golv inte har någon nämnvärd inverkan på halterna i inomhusluften förutsatt att ventilationen fungerar som den ska, däremot att den kan bidra till estetiska skador, såsom svärtning av ekparkett [13]. Under andra halvan av 2000-talet rapporterades ett antal skadefall där höga ammoniakhalter från betong misstänks ha missfärgat ekparkett. Problemen har i efterhand kopplats till ett aminbaserat malhjälpmiddel som användes av en cementtillverkare. När medlet ersattes upphörde problemen, och sedan dess har få nya skadefall rapporterats.

De mineraliska tillsatsmaterial som används idag innehåller ofta något mer kväve än den cement de ersätter, vilket kan öka bildningen av ammoniak. För att undvika framtida missfärgning av ekparkett är det därför viktigt att förväntade ammoniakhalter utreds och att golvsystemen utformas därefter.

Idag saknas till stor del gränsvärden för emissionsnivåer från enskilda material. Samtidigt säger Boverkets byggregler (BBR) att inomhusluften inte får innehålla föreningar som ger negativa hälsoeffekter eller besvärande lukt. Därutöver tillkommer nya krav i EU-taxonomin på kontroll av flyktiga organiska ämnen (så kallade VOC, Volatile Organic Compounds) i inomhusluften. Avsaknaden av gränsvärden och metodik för kontroll av enskilda materials förväntade emissioner skapar osäkerhet hos entreprenörer och materialleverantörer och riskerar hämma utvecklingen och användningen av nya klimatförbättrade material.

Betongens inverkan på inomhusmiljön är inte en ren materialfråga, utan resultatet av en samverkan mellan betongens egenskaper, de angränsande materialens egenskaper samt hur ventilationen är utformad och styrs. Det är därför en komplex problemställning som delas av både entreprenörer och materialleverantörer. Mot denna bakgrund har aktörer inom cement- och betongbranschen, i samarbete med flera stora entreprenörer, tagit initiativ till detta projekt. Syftet är att öka förståelsen för hur betong påverkar inomhusmiljön och att föreslå gemensamma riktlinjer och metoder för att säkerställa god inomhusmiljö vid användning av dagens och framtidens klimatförbättrade betonger.

2 Syfte och avgränsningar

Syftet med projektet är att öka förståelsen för hur betong påverkar inomhusmiljön, samt att föreslå gemensamma riktlinjer och metoder för att säkerställa en god inomhusmiljö vid användning av både dagens och framtidens klimatförbättrade betonger.

Målet är att minska risken för att betong bidrar till inomhusmiljöproblem, eller orsakar påverkan och skador på angränsande material. Denna kunskap är avgörande för den fortsatta utvecklingen och användningen av klimatförbättrad betong i Sverige.

Projektet omfattar inte studier av tillsatsmedlens inverkan på betongens emissioner, även om innehållet hos dessa tillsatser kan variera avsevärt. Tidigare forskning har visat att enskilda tillsatsmedel i betong kan ge upphov till betydande emissioner och är något som bör beaktas av materialleverantörer och entreprenörer. Tanken är att den provningsmetodik som föreslås i denna rapport ska kunna användas också inför implementeringen av nya tillsatsmedel. Fokus för detta projekts laborativa del ligger främst på hur bindemedlets sammansättning påverkar emissionsbildningen.

Materialvalen har gjorts av arbetsgruppen och förankrats i referensgruppen, med målet att spegla sannolika betonger för husbyggnad, idag och i framtiden.

3 Litteraturstudie

3.1 Tidigare studier

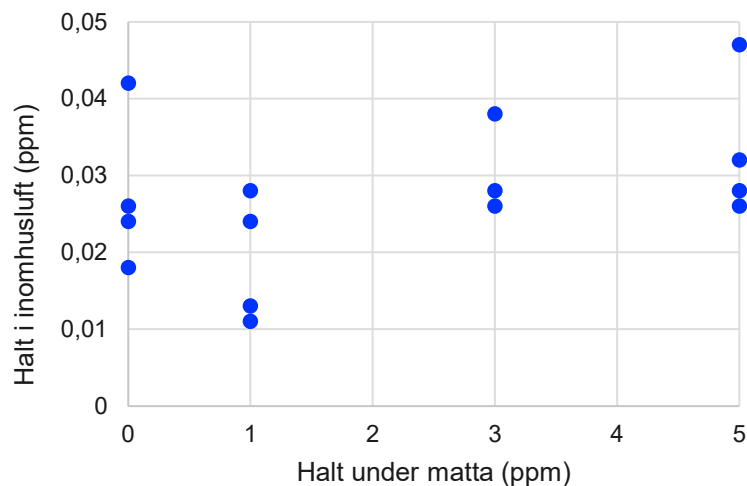
Material i den byggda miljön kan ge upphov till betydande egenemissioner, inte minst polymerbaserade färger, platser och limmer [14], [15]. Emissioner förekommer även från trä och träbaserade material. Källan till doften av nysågat virke, liksom emissionerna från polymer- och cementbaserade material är en cocktail av så kallat flyktiga organiska ämnen (VOC). VOC är ett samlingsnamn för otaliga kemiska föreningar, varav de flesta är helt ofarliga. Men det finns enskilda ämnen som kan ge upphov till obehaglig lukt och hälsoproblem, även vid låga halter [8], [16].

Sjöberg [17], Stelmarczyk et al. [9] och Lindvall [12] beskriver förväntade emissioner från material som primäremissioner. Dessa emissioner är normalt högst i början och avtar med tiden. Emissioner som uppstår i ett senare skede, till exempel genom hydrolys av mjukgörare i en plastmatta, beskrivs som sekundäremissioner. Utan systematiska studier av förväntade primäremissioner kan det vara svårt att skilja primär- från sekundäremissioner. Något som i sin tur gör det knepigt att avgöra om uppmätta halter är resultatet av en skada eller förväntade halter från material i ett fungerade golvsystem.

Hjellström [18] studerade emissioner från betong under första halvan av 2000-talet. Hennes huvudsakliga slutsats var att betong (med de bindemedel som användes då) är ett lågemitterande material eftersom dess beståndsdelar har låg flyktighet. Hon noterade dock att emissioner av ammoniak kan förekomma och att halterna kan vara höga om betongen innehåller rester av aminbaserat malhjälpmiddel eller har blandats med kvävehaltiga tillsatsmedel. Sådana medel har också pekats ut som en källa till hög ammoniakavgång från betong i skadefall utomlands, främst kvävehaltiga acceleratorer och ureabaserade fryskyddsmedel [19], [20].

Kvävehaltigt material förekommer även i betongens bindemedel. Viss ammoniakavgång kan därför förväntas från all betong men avgången kan vara något större när delar av cementet ersatts med slagg eller flygaska då dessa material normalt innehåller mer kvävehaltigt material [21]. Hur mycket ammoniak som kan bildas i en betong styrs av tillgången på kvävehaltiga föreningar, men också av fuktnivån och pH-värdet [12]. Ammoniak är mycket vattenlösligt och omvandlingen av ammoniumjoner till ammoniakgas gynnas därtill av ett högt pH (vilket man normalt har i en betong).

Det är dock viktigt att poängtera att emissioner av ammoniak från betong inte utgör något problem för inomhusmiljön och människors hälsa, åtminstone med de betongsammansättningarna och tillsatsmedel vi har använt de senaste decennierna. Samuelsson och Bornehag [13] undersökte sambandet mellan halten ammoniak under en golvmatta och inomhusluften, några av deras resultat reproduceras i Fig. 1 nedan.



Figur 1

Halten ammoniak i inomhusluften jämfört halten under golvmattan på samma plats, efter [13].

Halten under mattan har ingen nämnvärd inverkan på halten i inomhusluften. Inte ens när halten under mattan låg på 70–90 ppm såg de någon alarmerande ökning av halten i inomhusluften. Detta pekar också ut hur avgörande spärrskikt och ventilation är för inomhusmiljö.

Det bör noteras att även människor avger ammoniak i låga halter till inomhusluften, och att koncentrationerna kan variera beroende på aktiviteten i ett utrymme. Till exempel kan vissa städprodukter bidra till ammoniaklukt och tillfälligt förhöjda halter. Li et al. [22] visade att ammoniakhalten inomhus normalt ligger mellan 7–50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ till följd av mänsklig aktivitet, vilket motsvarar ca 0,01–0,07 ppm. För jämförelse kan nämnas Arbetsmiljöverkets nivågränsvärde (hygieniska gränsvärde för en arbetsdag) för inandningsluft är 20 ppm (AFS 2025:2).

Även om nivåerna under en golvbeläggning inte utgör någon hälsorisk eller påverkar inomhusmiljön negativt, kan ammoniak även i relativt låga halter bidra till estetiska skador på träbaserade golvmaterial, särskilt om golvsystemet inte är utfört med ett heltäckande fuktskydd [12], [23]. Lindvall [12] konstaterar att de skadefall som rapporterats fram till 2014 där ammoniak misstänks vara orsak, nästan uteslutande förekom i golvsystem där betongen belagts med ekparkett. Ek innehåller garvsyra (eller tanniner) som kan reagera med basiska ämnen och ge mörka fläckar, särskilt i ändträet där absorptionen är som högst.

Ammoniak är svagt basiskt och därför bidra till sådana missfärgningar. Utan underliggande skydd kan missfärgningar uppstå även om halterna av ammoniak är låga förutsatt att reaktionerna får ske under lång tid. Vid högre halter kan missfärgningar noteras efter även en kort tid efter golvbeläggning.

3.2 Skadefall de senaste åren

Arbetsgruppen har granskat ett antal skadefall som dokumenterats de senaste åren där emissioner från betong misstänks vara orsaken. Även om antalet skador är få, har de alla gemensamt att missfärgning uppstått på ekparkettgolv. Några exempel följer nedan.

Figur 2 visar missfärgningar på ekparkett som troligen har orsakats av ammoniak. Bilderna är hämtade från ett flerbostadshus uppfört ca 2018, men bilden är tagen 2024 i samband med att skadorna uppmärksammades och en utredning startade. Bjälklaget och golvsystemet i det aktuella fallet består av prefabricerade betongelement, pågjuten betong, en polymerbaserad foam och överst ekparkett. Tyvärr saknas information om betongrecepten men vi kan till exempel konstatera att det vid denna tid var ovanligt med mer än 20% inblandning av andra bindemedel än traditionellt cement.



Figur 2

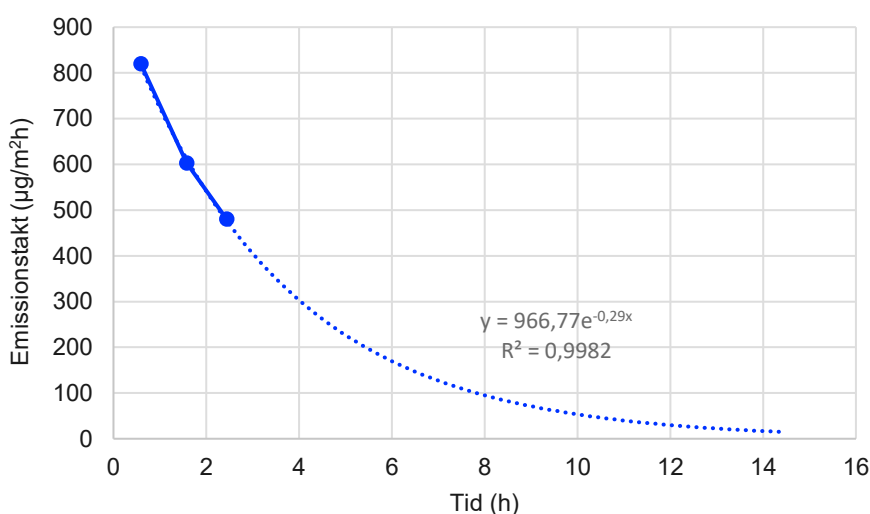
Missfärgad ekparkett, dokumenterat ca sex år efter att byggnaden färdigställts.

Den omfattande missfärgningen misstänks bero på en kombination av det byggtekniska utförandet, fukt och kvävehaltigt tillsatsmedel i betongen. Anledningen till att kvävehaltigt tillsatsmedel misstänks spela en roll är att problemen inte uppträdde i alla lägenheter, eventuellt har de koppling till specifika gjutettapper då man använt fryskyddsmedel. De uppmätta halterna är väldigt höga och det verkar som att den foam som använts inte varit tillräckligt diffusionstät för att skydda parketten.

I det aktuella fallet (Fig. 2) mättes halten ammoniak under parkettgolvet och foam med en emissionscell (så kallad FLEC) som placerades mot en frilagd betongyta. Ammoniakhalten i luften provtogs därifrån med surgjorda kiselrör vid tre tillfällen efter friläggningen: under första timmen, 40 minuter därefter och ytterligare 40 minuter senare. Mätningarna visade initialt ammoniakhalter om ca 70 ppm. Detta kan jämföras med de problem som uppstod under 1970- och 80-talet med ammoniakavgång från kaseinhaltigt flytspackel, då ansågs halter över 10 ppm vara avvikande [13].

Under 2022 utförde RISE (rapport: O100152-1103246), på uppdrag av Swerock och Peab Teknik, emissionsmätningar på betong under en snarlik foam. Mätningarna genomfördes i ett flerbostadshus i Borås uppfört av Peab, ca tre år efter gjutning. Anledningen till mätningarna var främst nyfikenhet då man använt två olika betonger i lägenheterna, dels en klimatförbättrad betong med Velox Slite (CEM I) och 35 vikt% slagg (från EcoCem), dels betong med Byggcement (CEM II/A-LL).

Kort efter friläggning av betongytan mättes halten ammoniak indikativt med Drägerör, därefter placerades en FLEC på de frilagda ytorna för att mäta emissionstakten. Figur 3 visar ammoniakavgången från ytan med slaggbetong.



Figur 3

Emissionstakt (µg/m²h) för ammoniak uppmätt med FLEC vid tre tillfällen efter friläggning av yta med slaggbetong i Borås.

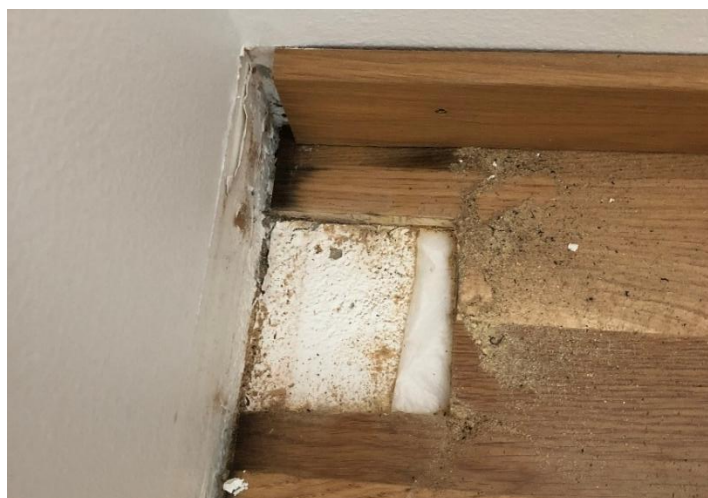
Ammoniakavgången från båda betongen påverkade inte halterna i inomhusluften. Det initiala värdet för slaggbetongen på 820 µg/m³h motsvarar ca 3 mg/m³ eller ca 4 ppm. Detta kan jämföras med fallet i Fig. 2 med omfattande missfärgning av parkettgolvet, där låg halten initialt på ca 70 ppm.

RISE bedömde att halterna ammoniak från båda betongerna var låga även om avgången från slaggbetongen var 10–20 gånger högre än från betongen med Byggcement. Denna skillnad förklaras troligen av att slagg innehåller mer kvävehaltigt material än cement. Även de indikativa mätningarna med Drägerör visade låga halter, som mest 2–3 ppm vid ytan med slaggbetong.

För att minska risken för skador på flytande trägolv monteras ett fuktskydd under golvet. Skyddets primära syfte är att hindra att golvet skadas av fukt från den underliggande betongen eller avjämningsmassan men det kan också skydda golvet mot emissioner. Korrekt montering är avgörande och bristfälligt utförande har

historiskt varit en vanlig orsak till skador [11]. Detta ses till exempel som missfärgningar av ändträet på parkettgolv i ek närmast golv-väggvinkeln.

Ett fuktskydd bör täcka hela golvytan och dessutom vikas upp en bit bakom golvlisten. På så sätt kan både fukt och eventuell ammoniak ledas ut i rumsluften och ventileras bort utan kontakt med parketten. I flera av de skadefall vi tittat närmare på under detta projekt har skyddet i stället avslutats en bit in under golvet, vilket lämnat ändträet oskyddat. Detta kan leda till att parketten lokalt exponeras för höga halter ammoniak, då transporten till inomhusluften koncentreras till de områden där skydd saknas eller är bristfälligt. Figur 4 visar ett exempel där missfärgning uppstått i ändträet på en ekparkett.



Figur 4

Missfärgat ändträ på ekparkett till följd av att fuktskyddet avslutats en bit in under golvet.

Det aktuella exemplet (Fig. 4) kommer från ett flerbostadshus i södra Sverige. Precis som för exemplet i Fig. 2 hade endast enstaka lägenheter i samma hus drabbats. Fuktmätningar i betongen, som blandats med Bascement (CEM II/A-LL), visade att RF låg på godkända nivåer och ammoniakhalterna uppmättes indikativt (med Drägerrör) till endast några få ppm.

Misstankar riktades i detta fall mot det undergjutningsbruk som använts under de prefabricerade betongväggarna. Bruket låg i direkt kontakt med parkettens ändträ och dess sammansättning var okänd, förutom att man misstänkte att det blandats med frysnyddsmedel. Om fuktskyddet utförts med uppvik hade missfärgningen sannolikt inte uppstått.

3.3 Krav, regelverk och lagstiftning

I Sverige och inom EU finns ett begränsat antal lagkrav som reglerar emissioner från byggnadsmaterial i inomhusmiljö. Ett centralt krav i BBR är att radonhalten i inomhusluft inte får överstiga 200 Bq/m^3 , vilket verifieras genom mätning i färdig byggnad. Radon kan förekomma i ballast till betong, men halterna är normalt så låga att det är svårt att detektera från den färdiga betongen. För träbaserade skivor gäller

kemikalieinspektionens föreskrifter (KIFS 2017:7), där lyfts bland annat att formaldehyd inte får överstiga 0,124 mg/m³ luft. Standardklassningen E1 uppfyller detta krav och mätning sker enligt SS-EN 717-1. Från och med augusti 2026 införs nya EU-krav för möbler och träbaserade skivor som ersätter dagens regler för till exempel formaldehyd-emissioner (REACH, 2023/1464, Annex XVII).

I länder som Belgien, Frankrike, Tyskland och Italien finns mer heltäckande nationella regelverk med gränsvärden för bland annat TVOC och enskilda VOC i inomhusmiljö (se [24]). Ett svenskt lagförslag om liknande krav för inomhusemissioner har tidigare förberetts men inte antagits.

På EU-nivå har taxonomiförordningen blivit en viktig drivkraft för byggbranschen. Den syftar till att klassificera hållbara ekonomiska aktiviteter och ställer krav på att byggprodukter inte överskrider gränsvärden för formaldehyd och skadliga VOC:er i inomhusmiljön. För nybyggnation är kravet kopplat till DNSH 5.2 (Do No Significant Harm) och verifiering sker enligt EU-LCI-värden (Lowest Concentration of Interest) som är hälsobaserade referenskoncentrationer för långtidsexponering. Gränsvärdena gäller för enskilda ämnen snarare än den totala luftkvaliteten och omfattar bland annat VOC, aldehyder som formaldehyd och acetaldehyd, aromatiska kolväten, glykoler, alkoholer samt cancerogena ämnen med särskilt låga toleransnivåer.

Marknaden är en stark drivkraft för emissionskrav i Sverige. Fastighetsutvecklare, miljöcertifieringssystem som Breeam, Miljöbyggnad och Svanen samt materialbedömningssystem som Byggvarubedömningen, SundaHus och Basta ställer emissionsrelaterade krav. Breeam har de mest omfattande kraven, medan Miljöbyggnad och Svanen fokuserar på formaldehyd och EU-LCI. Byggvarubedömningen kräver redovisning av emissionsdata för alla produkter i inomhusmiljö och använder gränsvärden för högre bedömningar. Mätningarna utförs oftast enligt ISO 16000 men EN 16516 används också.

Det finns även frivilliga certifieringar som verifierar låga emissioner, till exempel M1 (Finland), GEV-EMICODE, Blue Angel (Tyskland) och Indoor Air Comfort Gold (från Eurofins). Dessa system omfattar olika ämnesgrupper och gränsvärden men de flesta har implementerat EU-LCI som referens vilket underlättar jämförelser och uppföljning av EU-taxonomin. Tabell 1 ger en enklare sammanfattning av vad de olika certifieringarna omfattar.

Tabell 1

Sammanfattning av några vanligt förekommande emissionscertifieringars omfattning.

Certifiering	Omfattning
M1	<ul style="list-style-type: none">• TVOC• Enskilda VOC• Formaldehyd• Ammoniak• Cancerogena ämnen (enligt EU-förordning nr 1272/2008)• Luktbedömning (ISO 16000-28)
CEV-EMICODE	<ul style="list-style-type: none">• TVOC• Semi-VOC• Formaldehyd• Acetaldehyd• C1/C2-alkaner• R-värde enligt AgBB (sammanvägd hälsorisk från identifierade VOC)
Blue Angel	<ul style="list-style-type: none">• TVOC• Formaldehyd• Specifika aldehyder• Aromatiska kolväten• Gränsvärden för lösnings- och konserveringsmedel• Förbud mot vissa tungmetaller och mjukgörare
Indoor Air Comfort Gold	<ul style="list-style-type: none">• TVOC• Enskilda VOC enligt EU-LCI• Formaldehyd• Acetaldehyd• Cancerogena ämnen• Stämmer av mot övriga EU-lagkrav

4 Laborieförsök

I projektets laborativa del har betong med fyra olika bindemedelssammansättningar och två vbt undersökts. Betongens egenemissioner har bestämts med kammarmätningar upp till nio månader. Parallellt med emissionsmätningarna har den relativa fuktigheten mätts i borrhål upp till fyra månader efter gjutning på provkroppar från samma gjuttillfälle. Därtill har mängden kvävehaltigt material i de olika bindemedelskomponenterna analyserats.

Syftet med försöken har varit att identifiera vilka ämnen som emitteras från några förekommande betonger samt att jämföra dessa resultat på ett kvalitativt sätt. Fokus har legat på att jämföra de olika sammansättningarna kvalitativt, snarare än att presentera absoluta emissionsvärden som kan jämföras med verkliga förhållanden.

Målet har varit att ta fram en metodik som kan användas för att jämföra nya sammansättningar med befintliga innan de introduceras på marknaden. Denna metodik, tillsammans med råd och rekommendationer för hantering av betong och golvsystem, ska ge materialleverantörer och entreprenörer bättre förutsättningar att bygga hållbart och minska risken för skador och problem med inomhusmiljön.

4.1 Material och mätmetoder

Mätningarna har utförts på betong med två olika vatten-bindemedelstal (vbt; 0.40, 0.60) och fyra olika bindemedelssammansättningar, se Tab. 2. Betongen blandades i batcher om 30 liter. Ballasten hämtades från Swerocks täkt Gladö och flyttillsatsmedel från Master Builders Solution (MasterGlenium 5118) användes i samtliga betonger.

Betong med Industricement Slite (Ind, CEM II/A-LL) från Heidelberg Materials Cement har fungerat som referens i projektet. Industricementet innehåller ca 90% Portlandcementklinker och ca 10% kalkstensmjöl. Även Bascement Plus (VPI, CEM II/B-M) är ett portlandkompositcement från Heidelberg Materials Cement med ca 20% vulkanisk puzzolan, ca 10% kalkstensmjöl. Den tredje sammansättningen är en kombination med 42% Industricement Slite och 58% slagg av typen Merit från Swecem, förkortad Merit i resultaten. Den fjärde sammansättningen har blandats med ett så kallat Supersulfatcement (SSC, enligt SS-EN15743) från Cemvision som består av ca 85% slagg, 10–15% gips och bara någon enstaka procent Portlandcement. För blandningarna med SSC användes även en retarder i form av vinsyra. Tabell 2 redovisar recepten för de undersökta betongerna.

Tabell 2

Undersökta betongsammansättningar, 40 betyder vbt 0,40 och 60 vbt 0,60.

kg/m ³	Ind40	Merit40	VPI40	SSC40	Ind60	Merit60	VPI60	SSC60
Bindemedel	488	479	480	480	325	320	320	320
Vatten	190	187	187	187	186	186	184	184
0/2	911	913	913	913	1066	1066	1066	1066
4/8	120	120	120	120	130	130	130	130
8/16	687	689	689	689	673	673	673	673
Flyttillsats	4,39	3,31	3,31	3,31	1,95	2,24	2,24	2,24
Retarder	-	-	-	0,48	-	-	-	0,32

4.1.1 Kvävehalter

Kvävehalten i respektive bindemedel har bestämts på 25–30 gram material enligt SS-EN-ISO 16948:2015 av RISE i Borås dit de skickats i små tätslutande plastburkar. Proverna hämtades ur samma batcher av respektive material som använts för övriga provningar i projektet.

Metoden innebär att provet först förbränns vid ca 1000 °C i en ugn under ett flöde av syrgas. Vid förbränningen oxideras allt kol till koldioxid, väte till vatten och kväve till en blandning av kvävgas och kväveoxider. Fasta partiklar, svavel och halogener avlägsnas från gasflödet innan det, efter volymnormalisering, analyseras med en IR-detektor som är inställd på de våglängder där koldioxid och vatten absorberar infrarött ljus.

En definierad delvolym av gasen leds därefter över upphettad koppar, vilket reducerar kväveoxiderna till kvävgas. Efter att koldioxid och vatten avlägsnats från gasen, detekteras kvävgasen med en så kallad TC-cell (thermal conductivity cell).

4.1.2 Emissionsmätningar

Den ursprungliga planen var att mäta på två kubformade provkroppar av respektive betong vid sju tillfällen. Före, under och efter de första fyra mättillfällen var tanken att alla ytor, utom överytan, skulle vara förseglade med aluminiumfolie och tejp. Mellan de tre sista tillfällena skulle även den ytan förseglas för att simulera en golvbeläggning. Efter diskussioner i arbets- och referensgruppen beslutades om ett antal förändringar i detta förfarande, vilka redovisas i punktform nedan:

- I stället för aluminiumfolie och tejp användes 1,8 liters rektangulära glasmatlådor från IKEA med gummitätning och plastlock för att gjuta provkropparna. Det beslutades att locken skulle vara på både före och efter varje mättillfälle för att hindra uttorkning till omgivande luft, och att matlådan skulle skiljas från locket med en plastfolie för att undvika kontaminering.
- Vidare beslutades att RF i kammaren under mätning skulle efterlikna den i betongen, eftersom detta, liksom lock på mellan mättillfällena, bedömdes simulera ett värsta fall där betongen inte kan torka ut annat än genom självuttorkning. För att få en hög och jämn RF placerades en behållare med 300 ml vatten i kammaren inför varje mätning. Detta gav en RF i kammaren på runt 90%, i enstaka fall några procent över eller under.

Mätningarna utfördes, med undantag för en högre RF i kammaren, enligt ISO 16000–9:2024 (Indoor air – Part 9: Determination of the emission of volatile organic compounds from samples of building products and furnishing – Emission test chamber method) för att bestämma emissionstakten av flyktiga organiska föreningar (VOC) samt ammoniak.

Betongproverna gjöts i Swerocks laboratorium i Danderyd och skickades dagen efter till RISE i Borås. Efter ankomst till RISE placerades proverna i ett rum med kontrollerat klimat ($23 \pm 2^\circ\text{C}$ och $50 \pm 5\%$ RF). Inför varje mättillfälle öppnades provernas lock strax innan placering i emissionskammaren. Placering skedde klockan 15:00 och

provtagningen startade 18 timmar senare. Efter provtagning, försågs provkropparna med plastfolie och lock igen och flyttades till klimatrummet.

Luftflödet till kamrarna var inställt på 200 ml/min och RF kontrollerades för att hålla $50 \pm 3\%$. Efter rengöring och före bakgrundsmätning av VOC, placerades glasbehållarna med 300 ml vatten i respektive kammare för att höja RF till ca 90%. Övriga testförhållanden redovisas i Tab. 2 nedan.

Tabell 3

Testförhållanden i emissionskammaren.

Egenskap (enhet)	Värde
Kammarvolym (m ³)	0,031
Temperatur (°C)	23±1
Provens yta (m ²)	0,025
Luftväxlingshastighet (h ⁻¹)	0,39
Ytspecifikt luftflöde (m ³ /m ² h)	0,49
Lufthastighet vid provyta (m/s)	0,1–0,3

Provtagningen gick till så att VOC adsorberades på Tenax TA-rör, vilka termiskt desorberades och analyserades enligt ISO 16000–6:2021. Detta innebär analys i en gaskromatograf (GC) och detektion med en flamjoniseringsdetektor (FID) och masspektrometer (MS). FID används för att kvantifiera TVOC (totalhalten VOC) och MS för att identifiera enskilda VOC.

Tenax TA-rör användes också som adsorptionsmedium för bestämning av flyktiga cancerframkallande ämnen, enligt EU-förordning 1272/2008 bilaga VI, kategori 1A och 1B med en detektionsgräns på 0,001 mg/m³. Halterna nådde dock aldrig över detektionsgränsen i någon av betongerna.

Provtagning av ammoniak utfördes med adsorptionsrör behandlade med kiseldioxid och analyserades med vätskekromatografi och konduktivitetsdetektor. Denna analys utfördes av Sahlgrenska Universitetssjukhuset i Göteborg men administrerades av RISE.

Enskilda VOC, TVOC och ammoniak redovisas som emissionstakt från en yta (µg/m²h) och koncentration (µg/m³ eller ppm) i ett referensrum enligt SS-EN 16516:2017. Referensrummet har ytan 3x4 m, 2,5 m takhöjd och en luftomsättning på 0,5 h⁻¹. Golvytan (12 m²) antas utgöras av betong och koncentrationen beräknas således från emissionstakten enligt Ekv. 1 nedan.

$$C = \frac{E_A \times A}{n \times V} \quad (1)$$

C är koncentrationen i referensrummet (µg/m³), E_a är den areaspecifika emissionstakten (µg/m²h), A är golvytan (m²), n är luftomsättningen (h⁻¹) och V är referensrummets volym (m³).

För ammoniak redovisas halten även i ppm vilken beräknas genom att halten i referensrummet (mg/m³) multipliceras med kvoten av molvikten (17 kg/mol) och molvolymen (24,3 m³/mol vid 23°C).

4.1.2.1 M1

Emissionsmätningar utfördes även enligt M1 (Emissions Classification of Building Materials: Protocol for Chemical and Sensory Testing of Building Materials) som ett komplement till övriga kammarmätningar. M1 är ett system för att mäta och certifiera material och produkter med avseende på emissioner. Efter 28 dygns konditionering bestäms halterna VOC, cancerogena ämnen (enligt EU-förordning nr 1272/2008 bilaga VI, kategori 1A och 1B), formaldehyd och ammoniak. Metoden omfattar även en luktbedömning enligt ISO 16000-28 men den valde vi att hoppa över i detta projekt

Mätningarna utfördes på provkroppar av samma typ som använts för övriga kammarmätningar, samtliga bindemedelskombinationer testades men bara med vbt 0,40. Betongen fick härda förseglat de första sju dyggen, därefter togs locken bort och de fick härda öppet i klimatkammare ($23\pm 2^\circ\text{C}$, $50\pm 5\%$) i ytterligare ca tre veckor inför provtagningen, som enligt metoden ska utföras efter 28 dygn. Fyra dagar före luftprovtagning placerades provkropparna i emissionskamrarna. Förhållandena i kamrarna skiljde sig något från de i övrigt emissionsprovning (se Tab. 3), främst genom att RF nu var styrd till $50\pm 3\%$.

Tabell 4

Testförhållanden i emissionskammaren.

Egenskap (enhet)	Värde
Kammarvolym (m^3)	0,031
Temperatur ($^\circ\text{C}$) och RF (%)	23 ± 1 , 50 ± 3
Provets yta (m^2)	0,025
Luftväxlingshastighet (h^{-1})	0,53
Belastningsgrad (m^2/m^3), Ytspecifikt luftflöde ($\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$)	0,80, 0,66
Lufthastighet vid provyta (m/s)	0,1–0,3

Resultaten redovisas som $\text{mg}/\text{m}^2\text{h}$ om inget annat anges, men har också räknats om till $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respektive ppm enligt Ekv. 1 (se 4.1.2).

4.1.3 Fuktmätningar

Parallellt med emissionsmätningarna följdes RF (%) i borrhål med HumiGuard och Vaisala-givare. Betongen gjöts i fem-liters plåtburkar med tätslutande lock under ca tre månader, med start ca två veckor efter gjutning. Precis som vid emissionsmätningarna beslutades att använda slutna burkar för att hindra betongen från att torka annat än genom självuttorkning.

Borrhålmätningar i denna typ (i plåtburkar) är en beprövad metod som tidigare använts i flera forsknings- och utvecklingsprojekt, se exempelvis [25], [26]. Syftet med mätningar var att undersöka eventuella samband mellan emissionstakt och fuktnivå i betongen.

Inför gjutning monterades två mätrör för Vaisala och två för HumiGuard genom mantelytan på burkarnas halva höjd. Plåtburkarna var 230 mm höga och var 180 mm i diameter. Hålen borrades ca 60 mm in räknat från mantelytan.

Betongen gjöts (samtidigt som proverna för emissionsmätningar) i Swerocks laboratorium i Danderyd, varefter brukarna förslöts och skickades till Avdelning Byggnadsmaterial (BML) vid LTH för RF-mätning under självuttorkning. Efter ankomst

till Lund placerades burkarna i ett klimatrum (20°C, 65±5% RF). För att minska drivkraften för fukttransport från provens kärna till topp respektive botten, till följd av hydratationsvärmen, lagrades burkarna på en cellplastskiva och täcktes över med en betongtäckmatta under den första veckan.

RF-mätningarna påbörjade ca 14 dygn efter gjutning och utfördes enligt Rådet för byggkompetens (RBK) anvisningar för respektive givartyp. Samtliga RF-värden redovisas utan påslag för osäkerhet.

4.2 Resultat och diskussion

4.2.1 Kvävehalter

Totalhalten kväve bestämdes för att få en uppfattning om skillnaderna mellan de olika bindemedlen, och för att undersöka om detta återspeglas i mängden ammoniak som avgår. Tabell 3 redovisar kvävehalten i respektive bindemedel.

Tabell 5

Kvävehalten i respektive bindemedel.

	Kvävehalt (ppm)
Industringement Slite (Ind)	<100
Basement VPI (VPI)	100
Merit	300
Supersulfatcement (SSC)	300

Osäkerheten i metoden är stor vid så låga halter som de i bindemedlen och för industringementet låg halten under detektionsgränsen om ca 100 ppm. Även om halterna är låga för samtliga bindemedel är det tydligt att Merit-slaggen respektive SSC (som består till ca 85 vikt% av slagg) innehåller mer kväve än cementen. Observera att Merit i detta fall (Tab. 4) betyder ren masugnsslagg och inte den testade bindemedelskombinationen (i resultaten kallad Merit) med Industringement och ca 58 vikt% Merit.

4.2.2 Emissionsmätningar

Tabell 5 redovisar TVOC för de undersökta betongerna vid mätning efter 7, 28 respektive 84 dygns härdning.

Tabell 6

TVOC redovisat som emissionstakt ($\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$) respektive halt ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i ett referensrum (4.1.2, Ekv. 1).

Dygn	TVOC ($\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$)			TVOC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		
	7	28	84	7	28	84
Ind40	17	28	19	21	23	15
Merit40	46	90	47	36	72	38
VPI40	7	20	10	6	16	8
SSC40	10	33	28	10	27	22
Ind60	<5	16	12	<5	13	9
Merit60	7	37	27	7	37	27
VPI60	<5	10	<5	<5	8	<5
SSC60	13	51	67	13	41	54

Enligt analysrapporterna från RISE är de uppmätta halterna att betrakta som mycket låga för samtliga betonger, i enstaka fall under metodens detektionsgräns. De enskilda VOC som gick att identifiera hittades i samtliga betonger, dessa redovisas i Tab. 7 nedan tillsammans med CAS-nummer (identifieringsnummer enligt Chemical Abstracts Service).

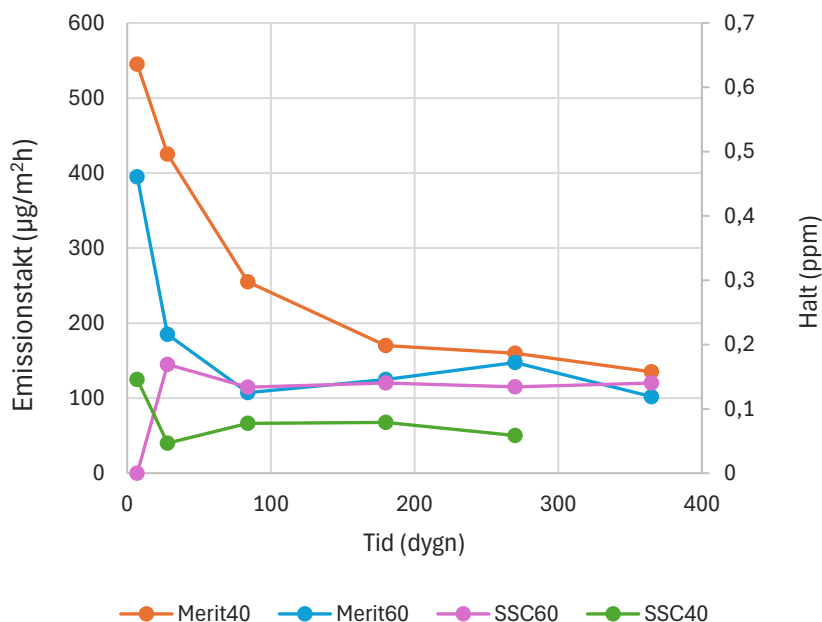
Tabell 7

Identifierade VOC och CAS-nummer.

VOC (namn)	CAS-nummer
Silanol, trimethyl-	1066-40-6
Disiloxan, hexamethyl-	107-46-0
α -Pinen	80-56-8
3-Carene	13466-78-9

De identifierade ämnena (Tab. 7) bedöms dock inte komma från betongen utan är troligen resultat av kontaminering. Mätningar på glasmatlådornas plastlock med silikontätning och förpackningsmaterialet som proverna skickade i visade förekomst av samma fyra VOC. Den silikonbaserade tätningen i plastlocken förklarar sannolikt förekomsten av silanol och disiloxan, medan α -pinen och 3-carene mest troligt kommer från det träbaserade förpackningsmaterialet.

Figur 5 redovisar emissionstakten ($\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$) och halten (ppm) i ett referensrum (enligt 4.1.2 och Ekv. 1) för ammoniak från de betonger där halterna översteg detektionsgränsen, vilket var blandningarna med Merit respektive SSC.



Figur 5

Emissionstakten ($\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$) respektive halt (ppm) i ett referensrum (4.1.2, Ekv. 1) av ammoniak efter 7, 28, 84, 180 respektive 270 dygns härdning (mestadels förseglat) för de betonger där halterna översteg mätmetodens (emissionskammare, se 4.1.2) detektionsgräns. Redovisad takt/halt är medelvärden av två observationer (provkroppar).

Resultaten visar att betongerna med Ind respektive VPI inte emitterar tillräckligt mycket ammoniak för att nå över mätmetodens detektionsgräns (ca 40–50 µg/m²h). Även betong med Merit och SSC uppvisar låg, om än mätbar, ammoniakavgång. Som väntat är emissionstakten högst i början men avtar succesivt till låga nivåer efter några månader.

En sannolik förklaring är att bildningen av ammoniak följer betongens hydrationsprocess och fuktnivå. Eftersom det normalt går flera månader från gjutning till golvläggning, kan man förvänta sig att ammoniakavgången från betong med de bindemedel vi har idag är mycket låg när byggnaden väl är i bruk.

4.2.2.1 M1

Tabell 8 visar mätningar liknande de i Tab. 6 och Fig. 5, men denna gång utförda enligt certifieringssystemet M1 (4.1.2.1) på betongerna med vbt 0,40, 28 dygn efter gjutning. Betongerna härdade förseglade de första sju dyggen, därefter öppet i klimatrum fram till placering i emissionskammare.

Tabell 8

Kammarmätningar enligt certifieringssystemet M1 på betongerna med vbt 0,40 28 dygn efter gjutning.

Kemisk förening	M1-gränsvärde (mg/m ² h)	Mätresultat (mg/m ² h)			
		Ind40	Merit40	VPI40	SSC40
TVOC	≤ 0,2	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
Cancerogena ämnen	≤ 0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Enskilda VOC (µg/m ³)	≤ EU-LCI	<EU-LCI	<EU-LCI	<EU-LCI	<EU-LCI
Formaldehyd	≤ 0,05	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
Ammoniak	≤ 0,03	0,028	0,37	0,045	0,24

M1-mätningarna visar att samtliga betonger ligger under angivna gränsvärden, med undantag för ammoniakavgång där endast referensen med Ind40 klarar kravet vid 28 dygn. Resultaten i Tab. 8 stämmer väl överens med de i Fig. 5, trots ett annat härdningsförfarande och en annan RF i kammaren. Enligt M1 är gränsvärdena främst avsedda för sekundära emissioner som är mer relevanta för inomhusmiljön i färdiga byggnader, snarare än primära emissioner som normalt avtar snabbt. Vidare att kraven är tufft ställda för enskilda ämnen (såsom ammoniak) eftersom certifieringen ska se till den totala emissionsbilden och inomhusmiljön.

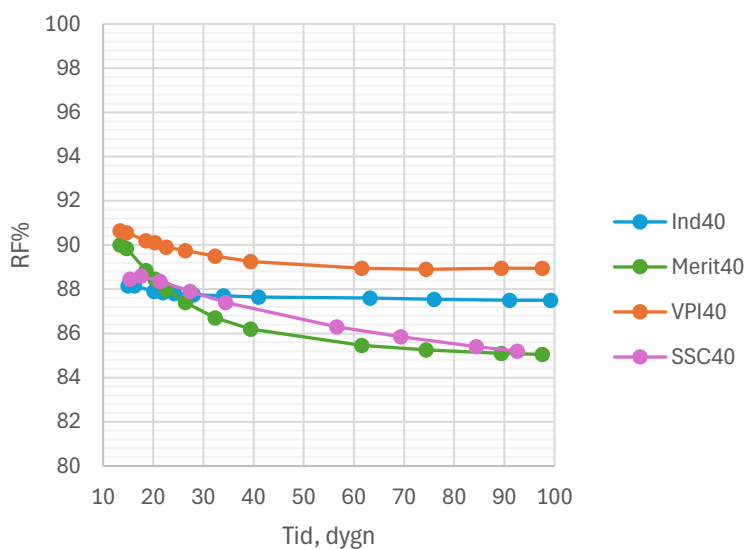
Problemet med detta resonemang när man mäter på cementbaserade material som betong är att 28 dygn är för kort tid. Hydratationen, reaktionerna mellan bindemedel och vatten, liksom egenskapsutvecklingen, fortsätter under betydligt längre tid. Resultaten i Fig. 5 visar exempelvis att emissionstakten för Merit40 respektive Merit60 fortsätter att minska kraftigt efter 28 dygn och når stabila, låga nivåer först efter 3–6 månader. För betong hade provning efter några månader gett mer relevanta resultat. Eftersom M1-certifieringen är utformad för alla typer av byggmaterial och produkter, exempelvis kontorsmöbler, är det inte konstigt att kraven blir något trubbiga för betong.

Arbetsgruppen har under projektets gång varit i kontakt med Rakennustieto som står bakom M1 om provningen och gränsvärdena. De förstår våra synpunkter och ska ta dem med sig nästa gång metoden revideras.

De uppmätta emissionsnivåerna bedöms inte påverka inomhusmiljön och människors hälsa. Vidare ser vi ingen nämnvärt ökad risk för problem som missfärgning av ekparkett, förutsatt att golvsystem utförs med ett heltäckande fuktskydd som viks upp bakom golvlisen.

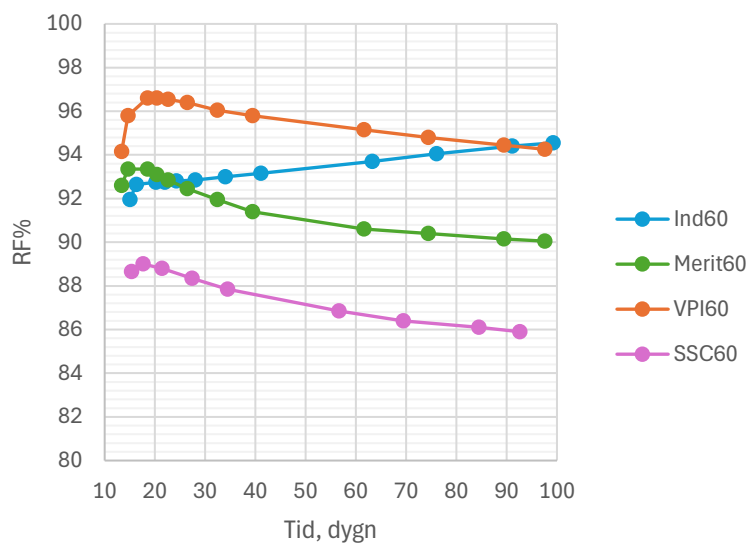
4.2.3 Fuktmätningar

Figur 6 och 7 visar fuktmätningar i 5-liters plåtburkar (se 4.1.3) med HumiGuard. Givarna monterades ca 14 dygn efter gjutning och lästes av under ca 3 månader.



Figur 6

Fuktmätningar med HumiGuard-givare i betongerna med vbt 0,40. Relativ fuktighet (RF, %) som funktion av tiden efter mätstart (dygn). Redovisade resultat är medelvärden av två givare och mätningarna påbörjades ca 14 dygn efter gjutning.



Figur 7

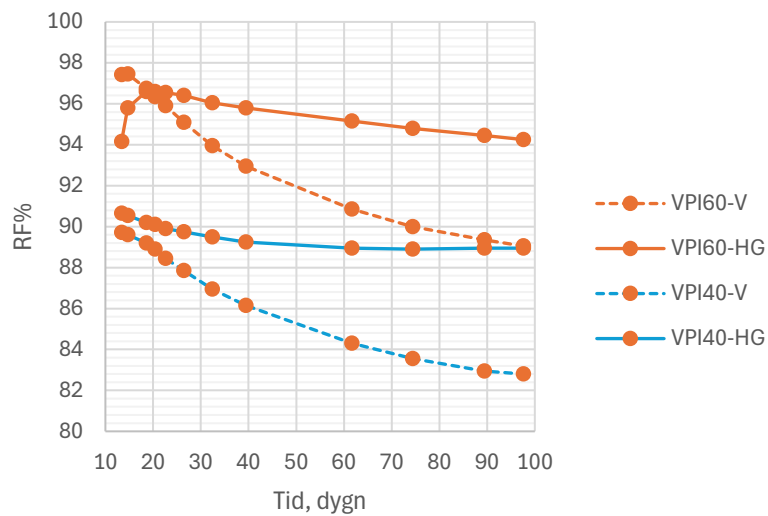
Fuktmätningar med HumiGuard-givare i betongerna med vbt 0,60. Relativ fuktighet (RF, %) som funktion av tiden efter mätstart (dygn). Redovisade resultat är medelvärden av två givare och mätningarna påbörjades ca 14 dygn efter gjutning.

Betongerna med slagginblandning (Merit, SSC) uppvisar störst självuttorkning med båda vbt. Detta stämmer väl överens med de resultat som nyligen presenterats av Nilsson et al. [25] och med den befintliga kunskapen om hur porstrukturen (och därmed fuktegenskaper) utvecklas i betonger med mineraliska tillsatsmaterial som slagg, se exempelvis [27].

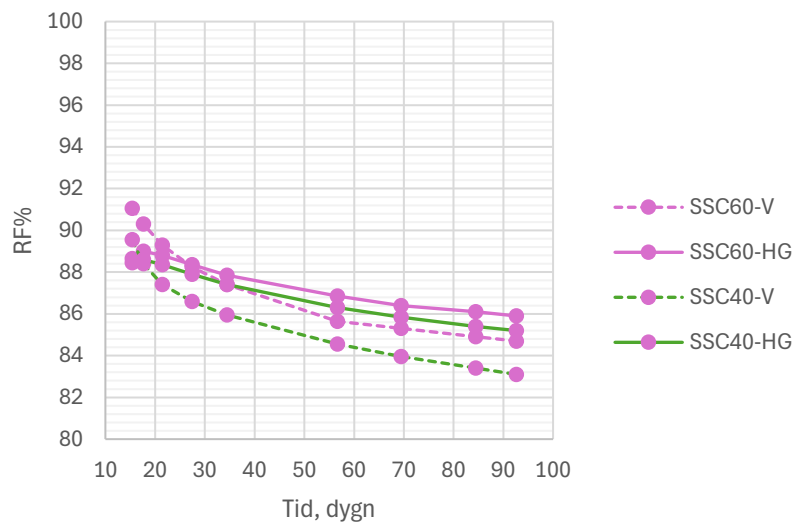
Det är däremot svårt att utifrån fuktmätningarna bedöma risken för ökad emissionsavgång. Betongerna med slagg (Merit, SSC) torkar bäst, men uppvisar under samma period den största ammoniakavgången (se Fig. 5), om än på mycket låga nivåer. Möjligen bidrar självuttorkningen i Merit- och SSC-betongen till ammoniakens snabba avklingning eftersom fukt är en förutsättning både för bildandet och transporten av ammoniak till betongytan.

Ind60 i Fig. 7 avviker genom att RF ökar under hela mätperioden men vi har ingen bra förklaring till varför. Det rimliga är att RF sjunker allteftersom hydratationen fortgår, vilket den gör i övriga betonger.

Resultaten i Fig. 6 och 7 är uppmätta med HumiGuard-givare, i projektet gjordes även mätningar med RBK:s andra godkända givarsystem Vaisala. Figur 8 och 9 visar jämförelser av mätningar med HumiGuard (HG) och Vaisala (V) i VPI- respektive SSC-betongerna.



Figur 8
Jämförelse av fuktmätningar med HumiGuard- (HG) och Vaisala-givare (V) i VPI-betongerna. Redovisade resultat är medelvärden av två givare och mätningarna påbörjades ca 14 dygn efter gjutning.



Figur 9
Jämförelse fuktmätningar med HumiGuard- (HG) och Vaisala-givare (V) i SSC-betongerna. Redovisade resultat är medelvärden av två givare och mätningarna påbörjades ca 14 dygn efter gjutning.

Resultaten i Fig. 8 och 9 visar de betonger där överensstämmelsen mellan givarsystemen var sämst (VPI) respektive bäst (SSC). Gemensamt för samtliga är att Vaisala visar lägre värden än HumiGuard. Det finns flera möjliga förklaringar till detta. Enligt arbetsgruppens erfarenhet påverkas Vaisala-mätningar oftare än HumiGuard av läckage. Vidare framhåller Nilsson et al. [25] att Vaisala-givarens fuktkapacitet kan orsaka problem i täta betonger, eftersom fuktkapaciteten i det aktuella RF-intervallet är låg. Detta innebär att när givaren tar upp fukt kan den lokalt sänka betongens RF. Resultaten i Fig. 9 indikerar, enligt detta resonemang, att betong med SSC utvecklar en annorlunda porstruktur med avsevärt fler porer i det aktuella RF-intervallet (80–90%).

Arbetsgruppen bedömde att HumiGuard-mätningarna var mest tillförlitliga. Därför redovisas dessa i sin helhet (Fig. 6–7) i rapporten och resonemangen kring sambandet mellan fukt och emissioner från betong utgår från dessa mätresultat.

5 Råd och rekommendationer

Projektets resultat visar att de undersökta betongerna inte ger upphov till förhöjda halter av VOC eller andra hälsovådliga ämnen. Emissionerna av ammoniak är något högre från betongerna med slagg (Merit, SSC) men bedöms inte påverka inomhusmiljön eller nämnvärt öka risken för svärtning av ekparkett.

Det har dock förekommit skadefall med missfärgad ekparkett under de senaste åren. Problemen verkar vara kopplade till användningen av särskilda tillsatsmedel (till exempel frysskydd) och/eller bristfälligt fuktskydd mellan betong och parkett. För att minimera risken för skador i framtiden listas några rekommendationer för materialleverantörer (5.1) respektive entreprenörer (5.2) nedan.

5.1 Materialleverantörer

- En första kontroll av nya delmaterial kan göras genom att bestämma kvävehalten. Om halterna är avsevärt högre än de som redovisas för materialen i detta projekt, bör ytterligare undersökningar genomföras, exempelvis emissionsprovning. Observera dock att allt kväve inte nödvändigtvis är tillgängligt för att bilda ammoniak.
- Nya sammansättningar och tillsatsmedel bör kontrolleras innan de förs in i produktion. Mätningar genomförs med fördel enligt en väldefinierad provningsmetod där kända referenser finns (eller kan inkluderas i provningsmatrisen), exempelvis M1. Provingen bör utföras vid en tidpunkt efter gjutning som motsvarar den tid då ytskikt normalt monteras.

5.2 Entreprenörer

- Vid användning av emissionskänsliga golvmaterial bör entreprenören rådgöra med leverantörerna om hur deras produkt bäst skyddas mot fukt och emissioner. Efterfråga därtill information om den förväntade emissionsavgången från leverantörerna av betong- och avjämningsmassa.
- Ett heltäckande fuktskydd med uppvik, som även fungerar som emissionsskydd, är en effektiv åtgärd för att minska risken för missfärgning av ekparkett. Observera dock att instruktioner för uppvik inte alltid anges i monteringsanvisningar från leverantörer av fuktskydd eller parkettgolv. Uppvik mot väggar, rörgenomföringar, pelare och liknande detaljer kan behöva efterfrågas särskilt. Säkerställ därtill att skyddet utförs med överlapp eller förseglade skarvar.

6 Slutsatser

Några slutsatser från projektet:

- De undersökta betongerna ger inte upphov till förhöjda halter av VOC eller andra hälsovådliga ämnen.
- Betongerna med slagg (Merit, SSC) avger mer ammoniak än övriga, men nivåerna är låga och bedöms inte påverka inomhusmiljön eller angränsande material negativt.
- Att kontrollera nya delmaterial och tillsatsmedel innan de tas i bruk är ett effektivt sätt att minska risken för skador och problem med inomhusmiljön. En lämplig första kontroll kan vara att bestämma kvävehalten eftersom den ger en indikation på hur mycket ammoniak som kan bildas. Vidare undersökningar genomförs med fördel med en väldefinierad provningsmetod, exempelvis M1.
- Emissionsmätningar bör utföras vid en tidpunkt då ytbeläggning normalt sker. Tidiga mätningar på exempelvis betong kan ge missvisande resultat då emissionstakten är som högst direkt efter gjutning men avtar markant under de första månaderna.
- Skadefall där ammoniak misstänks ha missfärgat ekparkett har förekommit de senaste åren. Problem verkar vara kopplade till användningen av särskilda tillsatsmedel (till exempel frysskydd) och/eller bristfälligt fukt- och emissionsskydd mellan betong och parkett.
- Ett heltäckande fuktskydd kan vara en effektiv åtgärd för att minska risken för missfärgning av parkettgolv, oavsett betongens eller avjämningsmassans sammansättning. Observera att installation och utförande, liksom skyddets täthet, är avgörande för dess effektivitet.

7 Referenser

- [1] K. Scrivener, "Options for the future of cement," *Indian Concrete Journal*, vol. 81, pp. 11–21, 2014.
- [2] K. L. Scrivener, V. M. John, and E. M. Gartner, "Eco-efficient cements: Potential economically viable solutions for a low-CO₂ cement-based materials industry," *Cem Concr Res*, vol. 114, pp. 2–26, 2018, doi: <https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2018.03.015>.
- [3] E. M. Gartner and D. E. Macphee, "A physico-chemical basis for novel cementitious binders," *Cem Concr Res*, vol. 41, no. 7, pp. 736–749, 2011, doi: <https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2011.03.006>.
- [4] B. Lothenbach, K. Scrivener, and R. D. Hooton, "Supplementary cementitious materials," *Cem Concr Res*, vol. 41, no. 12, pp. 1244–1256, 2011, doi: <https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2010.12.001>.
- [5] R. Snellings, P. Suraneni, and J. Skibsted, "Future and emerging supplementary cementitious materials," *Cem Concr Res*, vol. 171, p. 107199, 2023, doi: <https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2023.107199>.
- [6] J. Carlswärd, "Uttorkningsegenskaper hos klimatförbättrad betong," *Bygg och Teknik*, 2020.
- [7] J. Skibsted and R. Snellings, "Reactivity of supplementary cementitious materials (SCMs) in cement blends," *Cem Concr Res*, vol. 124, p. 105799, 2019, doi: <https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2019.105799>.
- [8] J. Grantén and D. Granlund, "Minimera kemiska golvskador - SBUF 13599," 2020.
- [9] M. Stelmarczyk, T. Rapp, H. Hedlund, F. Gränne, and S. Carlström, "Framtidens golvsystem med modern, tät betong - SBUF 13560," 2021.
- [10] M. Stelmarczyk, T. Rapp, H. Hedlund, F. Gränne, and M. Gunnarsson, "Tilläggs mätningar till SBUF 13560 Framtidens golvsystem med modern, tät betong - SBUF 14073," 2022.
- [11] M. Oxfall, J. Tannfors, and L. Torstensson, "Kartering av skadefrekvens för golvbeläggningar på betongbjälklag - SBUF 14100," 2023.
- [12] A. Lindvall, "Emissioner av ammoniak från golvkonstruktioner - SBUF 12530," 2014.
- [13] A. Samuelson and C.-G. Bornehag, "Ammoniak och aminer i inomhusluft vid flytspackelproblem - SP Rapport 1993:11," 1993.
- [14] H. Järnström, "Reference values for building material emissions and indoor air quality in residential buildings," pp. 1–74, 2007.
- [15] H. Järnström, K. Saarela, P. Kalliokoski, and A.-L. Pasanen, "Comparison of VOC and ammonia emissions from individual PVC materials, adhesives and from

- complete structures," *Environ Int*, vol. 34, no. 3, pp. 420–427, 2008, doi: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.09.011>.
- [16] G. B. C.-G. Bornehag, "Dampness in Buildings and Health," *Indoor Air*, vol. 11, no. 2, pp. 72–86, 2001, doi: <https://doi.org/10.1034/j.1600-0668.2001.110202.x>.
- [17] A. Sjöberg, "Secondary Emission from Concrete Floors with Bonded Flooring Materials - Effects of Alkaline Hydrolysis and Stored Decomposition Products," Chalmers University of Technology, Göteborg, 2001.
- [18] T. Hjellström, "Chemical emissions from concrete," Licentiat, Licentiatavhandling, Lunds Universitet, 2004.
- [19] Jiang Liu and Guang-quan Liu, "Some Indoor Air Quality Problems and Measures to Control Them in China," *Indoor and Built Environment*, vol. 14, no. 1, pp. 75–81, Feb. 2005, doi: 10.1177/1420326X05050362.
- [20] Z. Bai, Y. Dong, Z. Wang, and T. Zhu, "Emission of ammonia from indoor concrete wall and assessment of human exposure," *Environ Int*, vol. 32, no. 3, pp. 303–311, 2006, doi: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.06.002>.
- [21] R. F. Rathbone and T. L. Robl, "A study of the effects of post-combustion ammonia injection on fly ash quality: Characterization of ammonia release from concrete and mortars containing fly ash as a pozzolanic admixture," United States, 2001. doi: 10.2172/833656.
- [22] M. Li, C. J. Weschler, G. Bekö, P. Wargocki, G. Lucic, and J. Williams, "Human Ammonia Emission Rates under Various Indoor Environmental Conditions," *Environ Sci Technol*, vol. 54, no. 9, pp. 5419–5428, May 2020, doi: 10.1021/acs.est.0c00094.
- [23] A. Dagerholm and J. Magnusson, "Ammoniak i betong - ett nytt fuktproblem?," Examensarbete, Kungliga Tekniska Högskolan, 2010.
- [24] "Legal Requirements on VOC emissions - Eurofins." Accessed: Dec. 16, 2025. [Online]. Available: <https://www.eurofins.com/consumer-product-testing/services/certifications-international-approvals/voc/legal-requirements/>
- [25] L.-O. Nilsson, "Rapport 2024 - Fukttransportegenskaper hos slaggbetonger," 2020.
- [26] L.-O. Nilsson, P. Johansson, and O. Linderöth, "Fuktegenskaper hos betonger med slagginblandning (TVBM 3192)," Lund, 2024.
- [27] E. Berodier and K. Scrivener, "Evolution of pore structure in blended systems," *Cem Concr Res*, vol. 73, pp. 25–35, 2015, doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cemconres.2015.02.025>.