

Rapport nr. 7

Miljøegenskaper til betong
Avfall – Emisjoner – Stråling – Utklekking

Forbehold om ansvar

Denne rapporten fra Norsk Betongforening er utarbeidet av en arbeidsgruppe sammensatt av fagpersoner utnevnt av foreningen. I prosessen med utarbeiding av rapporten er det lagt vekt på å sikre at innholdet er i samsvar med kjent viten og de standarder som var gjeldende da arbeidet ble avsluttet.

Noen feil eller mangler kan likevel forekomme.

Norsk Betongforening forutsetter at rapporten brukes av personer med den nødvendige faglige kompetansen, og med forståelse for de begrensningene og forutsetningene som er lagt til grunn. Feil tolking og bruk av innholdet i rapporten er ikke Norsk Betongforeningen sitt ansvar.

Norsk Betongforening og medlemmer i arbeidsgruppen, har ikke ansvar for direkte eller indirekte følger av eventuelle feil eller mangler i publikasjonen, eller bruken av innholdet i publikasjonen.

Forord

Miljøkomiteen er en av flere fagkomiteer i Norsk Betongforening og arbeider med å fremme betong som et bestandig og bærekraftig bygningsmateriale, samt fremskaffe korrekt informasjon om betong og miljø.

En av de store miljøfordelene ved betong er at den, ved riktig sammensetning, produksjon og installasjon, blir til et robust og bestandig materiale som har lang levetid og krever lite ressursbruk og vedlikehold i driftsfasen. Betong vil kunne skjerme godt mot miljøpåvirkninger som støy (lyd), partikler (støv), væske, stråling og gass (kan gjøres gasstett). I tillegg er ikke betong brennbart og har høyere styrke enn alternative bygningsmaterialer.

Betongens gode egenskaper som et miljøvennlig materiale er vel kjent av mange. Det er imidlertid ikke alltid enkelt å finne dokumentasjon på miljøegenskapene til betong. Denne rapporten sammenstiller informasjon om emisjoner, utlekking og stråling fra betong samt betongavfall.

Miljøkomiteen har samarbeidet med eksterne fageksperter på noen av temaene. Enkelte eksterne fageksperter har forfattet noen av kapitlene. **Innholdet i hvert kapittel står for forfatterens ansvar.**

Standarder, lover og forskrifter er i konstant endring og vi gjør oppmerksom på at denne rapporten tar utgangspunkt i gjeldene regelverk i skrivende stund. Leser bør undersøke om regelverk er oppdatert etter utgivelse av denne rapport.

Miljøkomiteen håper at dette dokumentet skal kunne gi leser korrekt, viktig og nyttig informasjon og dermed fungere som dokumentasjon på betong i de gitte miljøutfordringer.

Miljøkomiteen i Norsk Betongforening består av følgende medlemmer (pr. april 2019):

Thomas Beck, Mapei AS (Leder)
Stefan Jacobsen, NTNU
Per Jahren, P.J. Consult AS
Gunrid Kjellmark, SINTEF AS
Knut O. Kjellsen, Norcem AS
Espen Kurås, FABEKO
Agnar Løbakk, Unicon AS
Marianne Rødby, NorBetong AS
Steinar Røine, Spenncon AS
Christian K. Sandvik, Norconsult AS
Hedda Vikan, Statens vegvesen
Knut Bryne, Tekna (Sekretær)

Innhold

Forord.....	3
Innhold	4
Sammendrag	5
1 Mulige emisjoner fra betong.....	7
1.1 Innledning.....	7
1.2 Ammoniakk.....	7
1.3 Fordampbare organiske forbindelser (VOC)	9
1.4 Konklusjon	12
1.5 Referanser	13
2 Stråling.....	14
2.1 Hva er stråling?.....	14
2.2 Lover og regler.....	15
2.3 Strålingskilder [2.2].....	15
2.4 Radon.....	16
2.5 Stråling fra bakken og bygningsmaterialer.....	18
2.6 Tiltak mot radon	19
2.7 Konklusjon	20
2.8 Referanser	21
3 Utlekking fra betong.....	22
3.1 Aktuelle lover og forskrifter	22
3.2 Hva er utlekking.....	23
3.3 Hvilke stoffer kan avgis.....	25
3.4 Utlekking fra betong til ferskvann og sjøvann.....	28
3.5 Betong i kontakt med drikkevann	29
3.6 Referanser	30
4 Betong og avfall.....	31
4.1 Dette er betongavfall.....	31
4.2 Dette inneholder betong.....	32
4.3 Gjenbruk av betong fra rivning.....	32
4.4 Lettere forurenset betong.....	33
4.5 Spesielle forhold knyttet til betong.....	33
4.6 Andre materialstrømmer	34
4.7 Konklusjon	35
4.8 Referanser	35

Sammendrag

I denne rapporten er det fire hovedtema som er i fokus. Her er et kort sammendrag av hvert tema:

Mulige emisjoner fra betong:

Tradisjonelt har de største utfordringene vært knyttet til emisjoner i form av ammoniakkgass og flyktige organiske komponenter (VOC) fra betong. Bransjen har gjennom sterkere miljøfokus og krav til innelima unngått stoffer og materialer som kan avgi slike gasser. Det kan forekomme emisjoner fra visse typer formoljer, og fokus bør være å unngå bruk av disse.

Enkelte stoffer som ble benyttet tidligere, som urea (frostbeskyttelse) og melamin (SP-stoff) er ikke lenger i bruk i det norske betongmarkedet, og disse kildene til emisjoner er nå eliminert.

Betong og stråling:

Overalt i naturen finnes en viss mengde stråling, og alle mennesker mottar små mengder stråling gjennom inntak av mat, luft og ekstern stråling fra berggrunnen.

Rapporter fra Statens strålevern har tallfestet gjennomsnittlig strålingsmengde et voksent menneske i Norge utsettes for årlig, og bygningsmaterialer og berggrunnen utgjør til sammen en gjennomsnittlig strålingsmengde på ca. 9 %.

Betong er velegnet som et kompakt, tett og bestandig materiale til enten å lagre radioaktivt avfall i, eller som skjerming for farlig røntgenstråling på for eksempel sykehus.

Radongass i bygninger er et kjent problem, særlig når konsentrasjonene av radon kommer over visse grenseverdier satt av Statens strålevern. Ifølge Miljødirektoratet er grunnforholdene den klart viktigste kilden til forhøyede radonkonsentrasjoner i bygninger. Betong i samvirke med radonsperre sørger for at radongass ikke slipper inn i bygninger.

Utlekking fra betong:

Det er normalt mest fokus på tungmetaller og organiske forbindelser når man skal vurdere utlekking fra betong. Tungmetaller kommer fra bindemiddelet (sementen), mens de organiske forbindelsene stort sett kommer fra tilsetningsstoffer. Utlekking av tungmetaller og organiske forbindelser er vanligvis på et lavt nivå.

Idet betong knuses og gjenbrukes som fyllmasse, øker betongens overflateareal. Utlekkingen vil følgelig øke fordi den går fra å være diffusjonsstyrt til å bli løselighetsstyrt.

Forurensningsforskriftens normverdier benyttes til å kontrollere totalt innhold av både organiske og uorganiske stoffer i betong før rivning. Dersom betongen overskrider en eller flere av normverdiene skal en stedsspesifikk risikovurdering utføres og prosjektet må søke om tillatelse for å kunne gjenbruke betongen. Miljødirektoratets faktaark M-14 gir ytterligere veiledning med hensyn til disponering av betong- og teglavfall

Betong og avfall:

Norge har forpliktet seg til å nå et mål om materialgjenvinning av 70 prosent av bygg- og anleggsmaterialer innen 2020. Derfor er det behov for å gå inn i betongbransjens prosesser og definere hvilke materialstrømmer som kommer inn under begrepet avfall og hvilke som er inne i sirkelen omtalt med begreper som ombruk, gjenbruk eller resirkulering. Det er viktig at både restmaterialer fra betongproduksjon og betong fra rivning dokumenteres og klassifiseres slik at de kan gjenbrukes som høyverdige råmaterialer eller som tilslagsmaterialer. Det er ingen grunn til at rene masser av betong betegnes som avfall. Begrepet betongavfall bør kun benyttes dersom det ikke kan inngå som råmateriale i nye prosesser eller benyttes som erstatning for jomfruelige masser i bærelag eller som omfylling.

Etter endt funksjon og levetid i en konstruksjon har betong ofte blitt integrert og har samvirket med andre materialer. Betongen kan dermed være forurenset fra andre bygningsmaterialer som f.eks. maling. Det er derfor viktig å kartlegge rivningsmaterialene og påse om dette består av ren betong eller om det kan inneholde forurensning fra andre materialer.

1 Mulige emisjoner fra betong

Forfatter: Harald Justnes, SINTEF

1.1 Innledning

I forbindelse med Miljøkomiteens arbeid i Norsk Betongforening ble SINTEF spurt om å utrede mulige emisjoner fra betong. Med emisjoner menes flyktige forbindelser i form av gass eller damp. I og med at betong er et uorganisk materiale, så vil emisjoner i hovedsak kunne komme fra organiske tilsetninger som malehjelpemidler ved nedmaling av klinker til sement og tilsetningsstoffer ved produksjon av betong (plastiserende stoffer, retardere, akseleratorer, luftinnførende stoffer osv.). Videre kan man tenke seg stoffer på og nær overflaten som for eksempel rester av formolje. Radon er et spesielt tilfelle som kommer fra radioaktiv nedbrytning av uran i stein (spesielt skifer og særskilt alunskifer) gjerne under betongdekket og sjelden fra tilslag i betong (et unntak er svensk "blåbetong" som ble produsert 1929-1975). Dette kapitlet er delt inn i de ulike emisjoner man kan tenke seg eller som er rapportert, og eventuelle helseaspekter knyttet til disse. Radon er omtalt i kapittel 2.

1.2 Ammoniakk

1.2.1 Ammoniakk-kilder

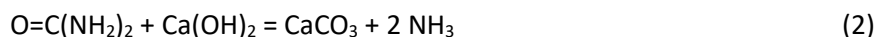
Ammoniakk kan frigjøres ved hydrolyse av aminer, og da særskilt primæraminer;



R i likning 1 er en generell organisk gruppe, mens de øvrige bokstavene er kjemiske elementer. Merk at hydroksylioner, OH^- , ikke inngår i reaksjonen men bare vil katalysere aminets reaksjon med vann. Høy pH og varme vil øke reaksjonshastigheten. I tillegg til ammoniakk, NH_3 , gir reaksjonen en alkohol som avhengig av R sin beskaffenhet kan bidra til VOC (Volatile Organic Compounds i.e. flyktige organiske forbindelser, se kap. 1.3). Hvis R- for eksempel var CH_3CH_2- så blir alkoholen etanol.

En klassiker var bruken av kasein (en aminosyre) som flytemiddel i spesielt selvutjevne masse for varmekabler etc. Høy pH og varme gjorde at man i enkelt tilfeller fikk til dels betydelige lukt av ammoniakk. Kasein benyttes ikke i dag i produkter på det norske markedet nettopp på grunn av dette.

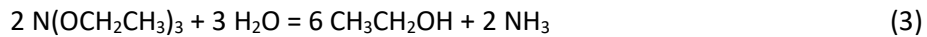
Et annet tilfelle som kan gi betydelig ammoniakklukt er hvis man har brukt urea i høy dosering som frysepunktnedsettende middel mot frost (Bai, 2006, og Lindgren, 2010). Urea vil over tid brytes ned til ammoniakk og kalsiumkarbonat i reaksjon med kalsiumhydroksid fra sementhydratasjonen;



Urea bør således ikke brukes som tilsetning i betong som senere skal bli innendørs vegger, tak, golv osv. Urea brukes ikke lenger som tilsetningsstoff i Norge.

De aminer som brukes som malehjelpemiddel ved nedmaling av klinker til sement er oftest av sekundær, $\text{R-NHR}'$, eller tertiær, $\text{R-NR}'\text{R}''$, natur. R, R' og R'' er ulike organiske grupper., men de kan også være like.

Eksempler er trietanolamin (TEA) og tri-isopropanolamin (TIPA). For TEA er $R = R' = R'' = \text{HOCH}_2\text{CH}_2-$. Tertiære aminer er vanligvis mer stabile mot hydrolyse enn primære, men TEA kan teoretisk sett hydrolysere til etanol (VOC) og ammoniakk;



På den annen side så tilsettes malehjelpemiddel som regel i doseringer < 500 ppm av sementvekt, så bidraget fra disse ansees som lite.

For betong basert på blandingssementer med flygeaske, eller for betong tilsatt ekstra flygeaske separat, så kan det frigjøres ammoniakk adsorbent på overflaten av flygeasken eller i form av ammonium-salter. Dette stammer fra selve forbrenningsprosessen av kull med luft (inneholder nitrogen) eller fra den ammoniakk som tilsettes for å begrense NO_x i avgassen. Ammonium vil konverteres til ammoniakk så snart betongen tilsettes vann på grunn av alkaliteten til sementen. Dansk flygeaske inneholder typisk 50 mg ammonium/kg aske under normale betingelser ifølge Nielsen og Glavind (2007).

Justnes (1994) vurderte helse- og miljøaspektene ved håndtering og bruk av plastiserende stoffer til betongformål for de den gang vanlig brukte stoffene lignosulfonat, naftalensulfonat-formaldehyd kondensat og sulfonert melamin-formaldehyd kondensat. Doseringen av disse er vanligvis mindre enn 1% tørrstoff av sementvekt i betong. Denne vurderingen var før inntoget av de moderne super-plastiserende stoffene som ofte er basert på en vinylpolymerisert ryggrad av ulike monomere (også akrylater) med podede sidekjeder av polyetylenglykol. De moderne super-plastiserende stoffene kan ikke hydrolysere til ammoniakk da de vanligvis ikke inneholder aminer, men de kan hydrolysere til VOC (alkoholer). Når det gjelder de øvrige plastiserende stoffene, så har det spesielt vært spekulert i om sulfonert melamin-formaldehyd kondensat i betong kunne spaltes av ammoniakk og formaldehyd og som igjen sammen kunne danne det faste stoffet heksametylentetramin (Skogsberg, udatert og 1992). Samme forfatter (Skogsberg, 1993) har imidlertid gått bort fra denne teorien ettersom det i praksis ikke var mulig å påvise formaldehyd og kun meget små mengder ammoniakk (0-5 ppm) ved hjelp av Drägerrør i luften over betongen. Skogsberg sine påstander skapte imidlertid en del oppstuss rundt betong og innemiljø i Sverige på begynnelsen av 90-tallet.

Sulfonert melamin-formaldehyd kondensat kan bare brytes ned til ammoniakk og formaldehyd under ekstreme betingelser som meget høy temperatur, meget høy pH og lange reaksjonstider. Disse betingelsene opptrer ikke ved vanlig anvendelse av betong. Man bør imidlertid gjøres oppmerksom på at hvis man anvender impregnering med vannglass-baserte produkter ved reovering, og betongen eller et lag med selvutjevne masse inneholder SP-stoffet sulfonert melamin-formaldehyd kondensat, så kan man få en umiddelbar dekomponering på grunn av den ekstremt høye konsentrasjonen av lut som avgis fra vannglasset i reaksjon med kalsiumhydroksid fra sementhydratasjonen. Et renovasjonsfirma som selv anvendte impregnering med vannglass varslet også om denne muligheten (Skogsberg, 1992).

Betong tilsatt produktet Melment (SP-stoff basert på sulfonert melamin-formaldehyd kondensat) har vært undersøkt med hensyn til avgassing under mer kontrollerte forhold: Avgassing av ammoniakk og formaldehyd fra plater ($50 \cdot 50 \cdot 6 \text{ cm}^3$) laget av betong med $v/c = 0.46$ og tilsatt 32 ml Melment L10 per kg sement ble testet (Meyer, 1993) i et lukket kammer med luftgjennomstrømning. Betongen var på forhånd

avformet etter 1 døgn og lagret ved 65% RF inntil 28 døgns alder før oversendelse til laboratoriet, og var 50 døgn gammel under testingen. To betongplater med en samlet overflate på 1 m² ble lagt i et prøvekammer med totalvolum 1 m³ og gjennomstrømmende luft. Luften ble ledet med en hastighet på 2 l/min gjennom en gassvaskeflaske med dobbeltdestillert vann for å fange opp formaldehyd. Innholdet av formaldehyd i absorpsjonsløsningen ble målt daglig for å finne konsentrasjonen i utgangsluften ved hjelp av fluorometri i henhold til acetylaceton-metoden (VDI retningslinje 3484, blad 2, utkast 1991). Deteksjonsgrensen for denne metoden er 0,005 ppm formaldehyd (1 ppm = 1,25 mg HCHO/m³ luft ved 20°C og 1013 hPa). Etter et forsøk som varte i 120 timer, ble en formaldehydkonsentrasjon på 0,03 ppm bestemt (Meyer, 1993), hvilket er betydelig under den tyske grenseverdi for byggematerialer av tre (f.eks. sponplater) på 0,1 ppm. Luften ble ledet igjennom en gassvaskeflaske med 0,1 M svovelsyre med en hastighet på 1 l/min for å absorbere ammoniakk. Ammoniakkinnholdet ble bestemt fotometrisk etter nøytralisering med 1 M NaOH og tilsats av indofenol. Deteksjonsgrensen for metoden er 0,01 ppm ammoniakk (1 ppm = 1,39 mg NH₃/m³ luft ved 20°C og 1013 hPa). Ammoniakkinnholdet i luften ble målt til 0,02 ppm (Meyer, 1993), hvilket er langt under grenseverdien 2,5 ppm som er lagt til grunn for vurderingen (1/10 av den yrkeshygieniske grenseverdien i Norge).

Johansson et al. (2014) undersøkte emisjoner fra borekjerner av normalbetong og fant at mengden ammoniakk var generelt sett < 4 ppm.

1.2.2 Helsefare forbundet med ammoniakk

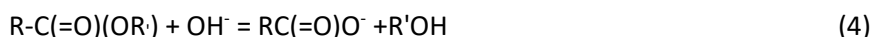
Ifølge miljødirektoratet er ammoniakk kun helsefarlig i moderate til høye konsentrasjoner. Ammoniakk er akutt farlig å puste inn i konsentrasjoner over 1500-2000 ppm (0.1-0.2 vol%), men kan luktes allerede ved 5-20 ppm hvilket utgjør en effektiv varsling ved større utslipp. Dette er imidlertid konsentrasjoner høyere enn det man normalt vil finne som avdampning fra betong (< 4 ppm). Grenseverdi for langtidsopphold; TLW = 25 ppm i de fleste land. Helsefare ved korttidseksponering; IDLH = 500 ppm, men folk flest vil da føle gassen som svært ubehagelig (stikkende lukt) og forlate rommet straks. Ammoniakk akkumuleres ikke i kroppen og medfører ingen varige helseeffekter (unntatt etter opphold i svært høye gasskonsentrasjoner). Alvorlige forgiftninger er svært sjeldne ettersom man blir varslet selv ved små konsentrasjoner.

De fleste kjenner til hvordan ammoniakk lukter gjennom bruk av husholdningsproduktet salmiakk som er en 3-10% løsning av ammoniakk i vann. I de konsentrasjoner man kan forvente fra betong er det med andre ord ikke forbundet noen helsefare, men kun irriterende/ubehagelig lukt i spesielle tilfeller.

1.3 Fordampbare organiske forbindelser (VOC)

1.3.1 VOC-kilder

Fordampbare organiske forbindelser forkortes oftest VOC etter den engelske betegnelsen "volatile organic compounds" og er et samlebegrep for alle emitterte organiske forbindelse. Disse er oftest høyere alkoholer, men kan i teorien også være formaldehyd. VOC oppstår som regel ved hydrolyse av plastiserende stoffer eller andre polymere som lateks. Hydrolysen er akselerert av betongens naturlige høye pH (13,0-13,5) som særskilt bryter ned ester-grupper:



R og R' i likning 4 er ulike organiske grupper. R kan være ryggraden i en polymer og estergruppen med R' en sidegruppe til denne. R'OH er en alkohol som kan være fordampbar. Hvis polymeren f.eks. er polymerisert med butylakrylat så vil alkoholen være butanol osv. RC(=O)O⁻ vil være et stabilt syresalt som ikke kan fordampe. Reaksjonen i likning 4 kalles ofte en "forsåpning" da såpekokere bryter ned estergruppene i fett med lut til fettsyresalter.

Plastiserende stoffer kan også inneholde små mengder VOC i form av ureagerte reaktanter fra produksjonen, slik som formaldehyd, metanol, aceton og etylacetat, men total mengde plastiserende stoff tilsatt er oftest < 1% av sementvekt så bidraget er lite. Spanka og Thielen (1999) rapporterte at superplastiserende stoffer kan inneholde opptil 0.6% fri formaldehyd, og at 30% av denne var fordampet de første 7 døgn etter utstøping. Etter 7 dager hadde fordamping av formaldehyd avtatt til et nivå som var under deteksjonsgrensen. Man skal merke seg at ettersom betongen herder og poresystemet blir tettere så vil fordampingen av stoffer som finnes i hele volumet bli styrt av diffusjon og bli langsommere med tiden. Når det gjelder formaldehyd så mente Spanka og Thielen (1999) at formaldehyd kunne reagere med det sterkt alkaliske porevannet til maursyresalt og metanol (såkalt krysset Cannizzaro reaksjon) som kan forklare begrenset mengde formaldehyd fra betong;



Mulig avgassing av formaldehyd fra betongplater belagt med PCI-repahaft (heftbro) og PCI Repamant 30 (reparasjonsmørtel) ble undersøkt på samme vis som beskrevet i detalj for Melment i avsnittet om ammoniakk (Flengte, 1989). Dette fordi både PCI-Repahaft og PCI Repament 30 inneholder Melment (sulfonert melamin-formaldehyd kondensat). De lagdelte platene ble lagret i 28 døgn ved 20°C og 65% RF før testing. Formaldehydkonsentrasjonen i prøvekammeret ble målt til 0,01 ppm, mens bakgrunnsverdien i et tomt kammer varierte mellom 0,01-0,02 ppm. Platene ble derfor ansett for å være frie for avgivelse av formaldehyd.

Avgassing fra betong ble målt av Bødker (2006) for å se om de fant noe som kunne påvirke innemiljøet. Små prøvestykker ble støpt og plassert i et klimakammer med kontrollert gjennomstrømning av luft i henhold til EN 13419-1 (1999). I tillegg ble betongprøvestykker gitt til en testgruppe av 20 mennesker som skulle utføre en lukteanalyse over en periode på 4 uker. Luften i klimakammeret ble analysert med hensyn på VOC, hydrokarboner og ammoniakk. Følgende konklusjoner ble trukket fra testprogrammet: 1) sporene av VOC var praktisk talt alle langt under grenseverdiene for helse og sikkerhet. 2) Luktetesten karakteriserte lukten til å være moderat etter 2 uker herding og svak etter 4 uker. 3) Hydrokarboner ble funnet for betongprøver som ble støpt mot former hvor det ble brukt mineralbasert formolje, men konsentrasjonen falt raskt innenfor et par uker til et nivå som var totalt ufarlig for beboere. 4) Etter få dager var ammoniakk-konsentrasjonen mindre enn 1% av grenseverdien for arbeidsmiljøbestemmelsene i Danmark, og etter 3 uker var nivået 25 µg ammoniakk/m³ luft.

Hydrokarboner fra mineralsk formolje kan unngås ved å gå over til vegetabilsk formolje. Vegetabilske oljer inneholder triglyserider; estere dannet fra glyserol og tre fettsyrer. Disse kan hydrolyseres av det alkaliske

miljøet i betong tilbake til nettopp glyserol og salter av disse fettsyrene i henhold til likning 4. Glyserol kan da bidra til VOC mens saltene av fettsyre ikke vil det.

Katsoyiannis et al (2012) undersøkte 5 kalk-baserte og 5 sement-baserte byggematerialer med hensyn til VOC og fant at neopentylglykol (NPG, or 2,2-dimetylpropan-1,3-diol; CAS: 126-30-7) dominerte med 93% av total VOC og kunne komme opp i en konsentrasjon på 1400 µg/m³. NPG brukes til å redusere uttørkingssvinn i enkelte sementbaserte produkter.

En annen form for emisjon av VOC fra betong, er såkalt sekundæremisjoner (Sjøgren, 2001) hvor den høye overflaten til betongens poresystem adsorberer VOC i en periode med mye VOC i rommet og så senere avgir denne til rommet med lavere hastighet. Det er for eksempel kjent at liming av belegget på gulv kan føre til en forsåpning av limet på grunn av den høye pH i betongen i henhold til likning 4 og avgi høyere alkoholer. Relativt stive belegget som PVC er tilsatt myknere i form av ftalater som inneholder estergrupper som igjen kan dekomponere til høyere alkoholer i henhold til reaksjon 4 når de diffunderer ut og møter den høye pH i betongen. Typiske alkoholer er 1-butanol og 2-etyl-1-heksanol. Konsentrasjonen av alkoholer mellom slike belegget og betongen kan bli ganske høy og kan luktes hvis belegget rives av. Dette gjøres ofte fordi man får buler i belegget på grunn av slipp mellom belegget og betongen da limet mister en del av sin vedheft ved forsåpning. Så disse organiske stoffene kommer ikke fra betongen selv, men kan adsorberes i betongens poresystem og frigis senere hvis betongen blottlegges.

Tomoto et al. (2009) påstod at partikulær forurensing utenfra (støv fra asfalt, bildekk etc) som trengte inn i porene i betongen ville kunne hydrolyseres til VOC og føre til "sykt hus diagnosen". Dette ville da være en annen form for sekundæremisjon fra betong.

Det er verdt å merke seg at det er flere årsaker til innendørs VOC. Zuraimi et al (2004) undersøkte kildene til VOC i fem luftavkjølte kontorbygninger i Singapore. De fordelte seg på 39,0% fra ventilasjonssystemet, 37,3% fra de ansatte og deres aktiviteter, og de resterende 23,7% kom fra bygningskomponenter (det verste var tepper og betong var ikke nevnt).

1.3.2 Helsefare forbundet med VOC

Grenseverdi for langtidsopphold; TLW, og helsefare ved korttidseksponering; IDLH, for en rekke VOC kan finnes på internettadressen [https://www.mathesongas.com/pdfs/products/threshold-limit-values-\(tlv\).pdf](https://www.mathesongas.com/pdfs/products/threshold-limit-values-(tlv).pdf). Verdiene for noen av de mest aktuelle forbindelsene er gjengitt i Tabell 1-1, og man kan se at de vanligste alkoholene (der navnet ender på -ol) har relativt høy TLW og IDLH. Det er ikke etablert noen TLW for 2-etyl-1-heksanol, men dette er en tyngre alkohol hvor metningsmengden i luft ved 20°C er 120 ppm. Rotter utsatt for 120 ppm 2-etyl-1-heksanol 6 timer om dagen i 90 dager viste ingen negative effekter (Klimisch et al, 1998).

Rene lineære hydrokarboner (de som ender på -an) har også relativt høye verdier for TLW OG IDLH.

Glykoler har også lav toksisitet, og man kan merke seg høy TLW for etylenglykol i Tabell 1-1. Det er ikke etablert TLW for neopentylglykol (NPG), men dødelig oral dose for rotter; LD(50) > 6400 mg/kg (50% dødelighet), så det er en forbindelse med meget lav toksisitet og er bare mildt irriterende for hud, men er sterkt irriterende til øyne ved direkte kontakt. I datablad er det for inhalering nevnt en grenseverdi for

arbeidere på 8,7 mg/m³ og for konsumenter (boliger?) på 2,9 mg/m³ luft. Den høyeste verdien av NPG som Katsoyiannis et al (2012) fant som VOC fra sementbaserte produkt var 1400 µg/m³luft, eller med andre ord 1,4 mg/m³luft som er mindre enn de antydede grenseverdier fra datablad. I ren form er NPG et fast stoff med damptrykk < 1,1 hPa, men er svært løselig i vann (830 g/l ved 20°C). Eventuell glyserol (også kalt glyserin) fra dekomponert vegetabilsk formolje vil ha lite å si for innemiljøet da damptrykket er svært lavt (0,003 mm Hg ved 50°C) og helsefaren er lav. For eksempel er oral LD(50) for rotter hele 12600 mg/kg. TLW er angitt i datablad for glyserol til 10 mg/m³.

Tabell 1-1: Grenseverdier (ppm) for noen aktuelle forbindelser i VOC i bygninger (C = øvre grense)

Forbindelse	TLW	IDLH
Formaldehyd	0.3C	20
1-Butanol	20	1400
Etanol	1000	3300
Metanol	200	6000
Isopropanol	200	2000
Etanolamin	3	30
n-Heksan	50	1100
Oktan	300	1000
Pentan	600	1500
Sykloheksan	100	1300
Benzen	0,5	500
Etylenglykol	100 mg/m ³ C	-

Generelt sett kan man si at de forbindelsene man forventer å finne i VOC som primær eller sekundær emisjon fra betong under normale forhold er i konsentrasjoner til dels langt under de fastlagte grenseverdiene.

1.4 Konklusjon

Det er i dette kapittel gått igjennom alle tenkelige og kjente kilder for emisjoner fra betong.

Emisjoner fra betong som produseres i dag er ikke forbundet med helserisiko, og er i de aller fleste tilfeller langt under fastlagte grenseverdier.

Mineralske formoljer kan gi for høye emisjoner. Dette kan unngås ved å bruke vegetabilsk formolje.

I tidligere tider ble i noen tilfeller brukt tilsetningsstoffer og materialer som kunne gi opphav til emisjoner. Dette bør en være oppmerksom på ved resirkulering av rivningsbetong.

1.5 Referanser

- 1.1 Bai, Z., Dong, Y., Wang, Z. and Zhu, T.: "Emission of ammonia from indoor concrete wall and assessment of human exposure", *Environmental International*, Vol. 32 (2005) pp. 303-311.
- 1.2 Bødker, J.: "Emissions from Concrete to the Indoor Environment", Danish Environmental Protection Agency, Report 18, 2006 (In Danish).
- 1.3 Justnes, H.: "En vurdering av helse- og miljøaspekter ved håndtering og bruk av plastiserende stoffer til betongformål", SINTEF Rapport STF70 A940005, Januar 1994, 15 sider.
- 1.4 Flengte, A.: "Bestimmung der Formaldehydabgabe van einer Verbundplatte", Prüfbericht Nr. B1005/89, 1989-03-29, Fraunhofer-Institut für Holzforschung Wilhelm-Klauditz-Institut (WKI), Bienroder Weg 54E, D-3300 Braunschweig, 2 sider (på tysk).
- 1.5 Johansson, I., Carlsson, P., Sandberg, M. and Kumlin, A.: "Emissions from concrete – an indoor air quality issue?", Paper 41, NSB, 2014, pp. 330-337.
- 1.6 Katsoyiannis, A., Leva, P., Barrero-Moreno, J., and Dimitrios Kotzias, D.: " Building materials. VOC emissions, diffusion behaviour and implications from their use", *Environmental Pollution*, Vol. 169 (2012), pp. 230-234.
- 1.7 Klimisch, H.J., Deckardt, K., Gemhardt, C. and Hildebrand, B.: "Subchronic inhalation toxicity study of 2-ethylhexanol vapour in rats." *Food Chem. Toxicol.*, Vol. 36, No. 3 (1998), pp. 165-168.
- 1.8 Lindgren, T.: "A case of indoor air pollution of ammonia emitted from concrete in a newly built office in Beijing", *Building and Environment*, Vol. 45 (2010), pp. 596–600.
- 1.9 Meyer, M.: "Bestimmung der Formaldehyd- und Ammoniakabgabe an Betongplatten", Wilhelm-Klauditz-Institut, Fraunhofer-Arbeitsgruppe für Holzforschung, Bienroder Weg 54E, D-3300 Braunschweig, 1993-05-06, 3 sider + 5 sider Prüfungsbericht nr. 07.41.344.93 von Prüftechnik IFEP, Niederlassung Göttingen, 1993-05-11 (på tysk).
- 1.10 Nielsen, C.V. and Glavind, M.: "Danish Experiences with a Decade of Green Concrete", *Journal of Advanced Concrete Technology*, Vol. 5, No. 1 (2007), pp. 3-12.
- 1.11 Sjöberg A.: "Secondary emissions from concrete floors with bonded flooring materials - effect of alkaline hydrolysis and stored decomposition products". Publication P-01: 2 (2001). Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden.
- 1.12 Skogsberg, C.: "HANLEDNING, Problem med FUKT-ALKALI-OSMOS→OHÅLSA i cement- och plast/aminbaserad byggnadsmaterial, ANALYS – SKADEBEDÖMNING", Forskning & Utbildning, CRETO CHEMICAL, Torestorps skola, S-385 98 Bergkvara, Udatert, 45 sider (på svensk).
- 1.13 Skogsberg, C.: "Teknisk manual, Fysik-Kemi", Forskning & Utbildning, CRETO CHEMICAL, Torestorps skola, S-385 98 Bergkvara, oktober 1992, 106 sider (på svensk).
- 1.14 Skogsberg, C.: "Rapport BMÖ-135 ÖRE-202, SWEDNOR MILIEU CONTROL, Lundavägen 10, S-245 00 STAFFANSTORP, 26. august 1993, 97 sider (på svensk).
- 1.15 Spanka, G., and Thielen, G.: "Freisetzung fluchtiger Substanzen aus zementgebundenen Bauprodukten (Teil 2)." *Beton*, Vol. 3 (1999) pp. 173-177.
- 1.16 Tomoto, T., Moriyoshi, A., Sakai, K., Shibata, E. and Kamijima, M.: "Identification of the sources of organic compounds that decalcify cement concrete and generate alcohols and ammonia gases", *Building and Environment*, Vol. 44 (2009), pp. 2000–2005.
- 1.17 Zuraimi, M.S., Tham, K.W. and Sekhar, S.C.: "A study on the identification and quantification of sources of VOCs in 5 air-conditioned Singapore office buildings", *Building and Environment*, Vol. 39 (2004), pp.165 – 177.

2 Stråling

Forfattere: Thomas Beck (Mapei) og Harald Justnes (SINTEF)

2.1 Hva er stråling?

Med begrepet stråling mener vi elektromagnetisk stråling. Radioaktiv stråling er det som kalles ioniserende stråling (radioaktiv- og røntgenstråling). Denne er så energirik at den kan slå løs elektroner i atomer og molekyler og lage ioner av dem. Når dette skjer i kroppen, kan det oppstå komplikasjoner og kreft er en vanlig effekt av radioaktiv stråling [2.1].

Radioaktiv stråling kan forekomme i tre former:

1. Alfa-stråling
2. Beta-stråling
3. Gamma-stråling

Alfa- og beta-stråling består av partikler (hhv. helium-kjerne og elektron). Disse oppfører seg annerledes enn gammastråling og røntgenstråling, som er meget energirike elektromagnetiske bølger. Men alfa- og beta-stråling virker også ioniserende. Dvs. at de kan slå løs elektroner i atomer og molekyler og dermed skade celler. Alfa- og beta-stråling er derfor forbundet med fare først idet de kommer inn i kroppen på et menneske eller dyr. Gammastråling derimot, er den mest energirike elektromagnetiske strålingen og er den type stråling som har størst evne til å trenge gjennom materialer. Denne stoppes kun av metaller, betong og lignende.

Det er verdt å definere noen begreper før man diskuterer effekten av radioaktivitet:

Bq - becquerel: En strålingskildes *aktivitet* er definert som antall hendelser, dvs. antall opprinnelige kjerner som desintegrerer, pr. tidsenhet. SI-enheten for aktivitet er *becquerel* (eller *Bq*), oppkalt etter radioaktivitetens oppdager, Henri Becquerel: $1 \text{ Bq} = 1 \text{ desintegrasjon} / \text{s}$. (For gasser brukes benevnelsen Bq/m^3 , mens Bq/kg brukes for faste stoffer. Red. anm.)

Ci - curie: Den tradisjonelle enheten for aktivitet er curie (Ci); $1 \text{ Ci} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Bq}$. 1 Ci ble opprinnelig definert som aktiviteten til 1 g ^{226}Ra (Radium), og denne enheten ble brukt i all litteratur inntil 1975, da enheten Bq ble internasjonalt vedtatt.

Gy - gray: Når ioniserende stråler treffer materie, absorberes energien helt eller delvis. Den absorberte energien pr. enhet masse er i vår sammenheng den viktigste enheten, og kalles *absorbert dose*, eller i dagligtale *dose*. Enheten er *gray* (eller *Gy*), oppkalt etter fysikeren L.H. Gray; $1 \text{ Gy} = 1 \text{ J}/\text{kg}$.

rad: Den tradisjonelle enheten for absorbert dose er rad (Radiation Absorbed Dose): $1 \text{ rad} = 0,01 \text{ Gy}$.

R - røntgen: Den historiske forløper for absorbert dose kalles *eksposisjon*, og refererer til absorbert dose i luft (egentlig summen av frigjorte ladninger med samme fortegn). Enheten for eksposisjon er *røntgen* (R) som brukes fremdeles; $1 \text{ R} = 2,58 \cdot 10^{-4} \text{ coulomb}/\text{kg}$. 1 R tilsvarer 8,69 mGy i luft. Definisjoner av røntgen gjelder i luft ved 760 mm Hg og 0 °C, og bare for fotoner (γ - og røntgenstråler) under 3 MeV.

Sv - Sievert: SI-enhet for mengde ioniserende stråling som skal til for å generere samme biologiske effekt som 1 rad av røntgenstråling med høy gjennomtrengelighet, ekvivalent til 1 Gy for røntgenstråling.

2.2 Lover og regler

Statens strålevern er øverste faginstans og myndighet for hvordan samfunnet skal håndtere og beskytte seg mot radioaktiv stråling.

En sentral kilde til radioaktiv stråling, som medfører flere tilfeller av kreft, er radon. Radon er en edelgass, som har radioaktiv isotop, og som kommer inn i kroppen gjennom innånding. Statens Strålevern har satt en tiltaksgrense for radon på 100 Bq/m³. Radon er nærmere omtalt i kapittel 2.4.

2.3 Strålingskilder [2.2]

Den samlede stråledosen befolkningen utsettes for kommer fra to kilder. Den ene er *planlagt strålebruk*, slik som medisinsk bildediagnostikk, mens den andre er *stråling fra miljøet*. Man skiller også mellom ekstern og intern eksponering. Kilder til radioaktiv stråling kan være:

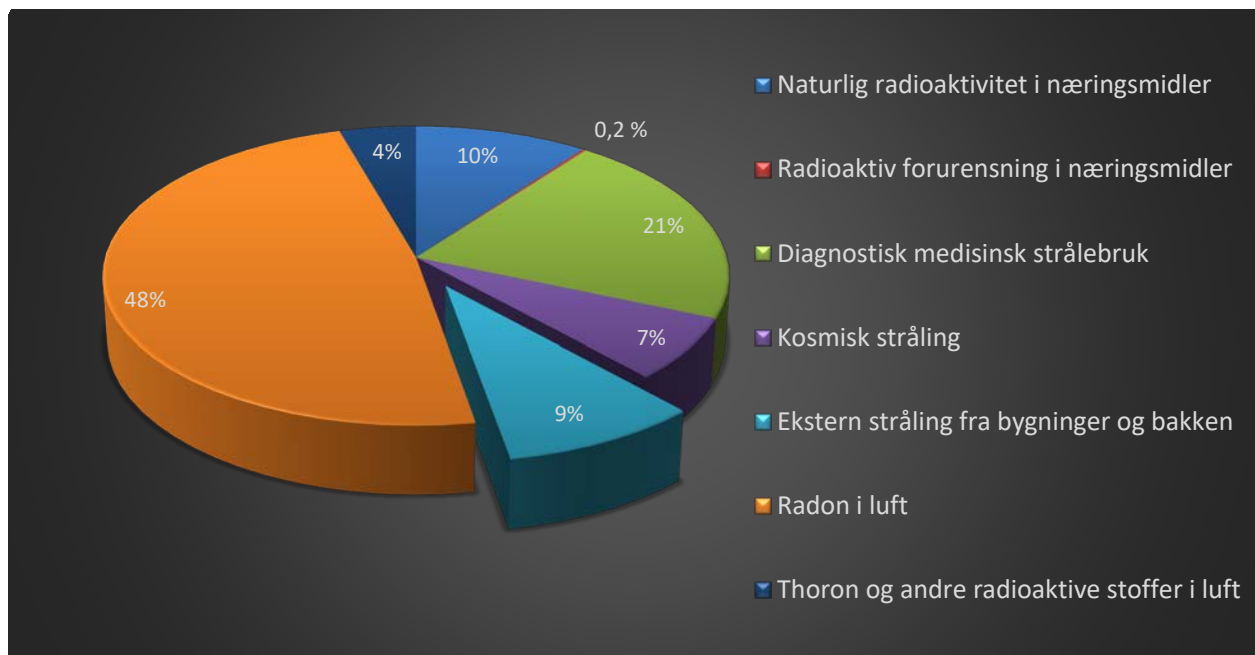
- Ekstern eksponering:
 - Kosmisk stråling fra verdensrommet.
 - Naturlig bakgrunnsstråling fra berggrunnen (radioaktive komponenter som har vært på jorda siden den ble dannet)
 - Menneskeskapt stråling fra menneskelig aktivitet, f.eks. medisinsk bruk (små mengder sammenlignet med de to over, men kan være mer konsentrerte)

- Intern eksponering:
 - Inhalering
 - Mat og drikke

Bygninger skjermer oss for stråling fra bakken, men på grunn av at de fleste materialene vi benytter i bygg kommer fra naturen vil det forekomme spor av radioaktive materialer (isotoper), som f.eks. U-238, Th-232 og K-40. Dette er gammastråling som i hovedsak kommer fra stoffer i bergarter.

Den naturlige strålingen som vi utsettes for ifra omgivelser, kalles gjerne bakgrunnsstråling. Bakgrunnsstråling er normalt lav og trygg, og er også vanskelig å unngå.

Den totale gjennomsnittlige stråledosen fra ioniserende stråling til befolkningen i Norge er beregnet til 5,2 mSv/år. De forskjellige sektorene i diagrammet i Figur 2-1 viser hvor stort bidraget fra hver strålingskilde er. Bygningsmaterialers påvirkning er representert i den turkise sektoren, og sammen med stråling fra bakken utgjør de 9,1 % (0,47 mSv/år) av den årlige strålingsmengden vi utsettes for. Dette er nærmere omtalt i kapittel 2.5. Radon utgjør den klart største kilden til stråling, med 48 % av den årlige strålingsmengden. Informasjonen er hentet fra Strålevernrapport 2015:12 [2.1].



Figur 2-1: Gjennomsnittlig strålingsmengde et voksent menneske i Norge utsettes for årlig

2.4 Radon

2.4.1 Radon-kilde

De fleste kjemiske elementer består av ulike isotoper (dvs. kjerner med samme mengde protoner, men ulikt antall nøytroner). Radon (Rn) er en edelgass, men isotoper av denne (f. eks. ^{222}Rn) er radioaktiv og sender ut alfastråling (α -stråling) i sin videre nedbrytning. α -stråling er kun farlig når den sendes ut inne i kroppen og gassen må derfor innåndes før den kan være kreftfremkallende. I tillegg så brytes den raskt ned som vist i nedbrytningskjeden nedenfor der Bi = vismut, Pa = protactinium, Po = polonium og Pb = bly. Tallene i parentes er isotopenes halveringstid, dvs. tiden det tar før halvparten av dem er nedbrutt og går videre i rekken. Radon (^{222}Rn) kommer utelukkende fra naturlig nedbrytning av en uranisotop (^{238}U) via radium (^{226}Ra);

^{238}U ($4,5 \cdot 10^9$ år) \rightarrow ^{234}Th (24,1 dager) \rightarrow ^{234}Pa (1,18 min) \rightarrow ^{234}U ($2,457 \cdot 10^5$ år) \rightarrow ^{230}Th (75.000 år) \rightarrow ^{226}Ra (1.600 år) \rightarrow ^{222}Rn (3,82 dager) \rightarrow ^{218}Po (3,1 min) \rightarrow ^{214}Pb (26,8 min) \rightarrow ^{214}Bi (19,7 min) \rightarrow ^{214}Po (164 μs) \rightarrow ^{210}Pb (22,3 år) \rightarrow ^{210}Bi (5,01 dager) \rightarrow ^{210}Po (138 dager) \rightarrow ^{206}Pb (stabil).

Uran finnes i en rekke ulike bergarter, spesielt i alunskifer som jo ikke brukes i betong, men også til en viss grad i noen granitter som kan tenkes å brukes som tilslag i betong. Aktivitetskoeffisient (Bq/kg) for Radium (som kommer fra Uran) i en rekke bergarter / løsmasser er listet i Tabell 2-1 [2.3].

Mens Radon er et problem i luften, kan man også måle gammastråling direkte fra det faste materialet fra nedbrytningen av uran og dens datterprodukter.

Man bør være oppmerksom på at man ved valg av naturstein til dekorativt interiør bør sjekke gammastrålingen, spesielt for mørke skifertyper. Høy gammastråling kan også bety høy emisjon av radon.

Tabell 2-1: Aktivitetskoeffisient (Bq/kg) fra Radium i ulike norske bergarter / løsmasser [2.3]

Bergart / løsmasse	²²⁶ Ra aktivitet (Bq/kg)
Normal granitt	20 - 120
Uranrik granitt	100 - 600
Gneiss	20 - 100
Dioritt	1 - 10
Sandstein	5 - 60
Kalkstein	5 - 20
Skifer	10 - 120
Alunskifer, midtre kambrium	120 - 600
Alunskifer, øvre kambrium og nedre ordovicium	600 - 5 000
Alunskiferrik jord	100 - 2 000
Morenejord	20 - 80
Leire	20 - 120
Sand og silt	5 - 25

2.4.2 Helsefare forbundet med radon

Ifølge Rudjord [2.4] har WHO konkludert med at radonaktivitet er den nest største årsaken til lungekreft etter aktiv røyking. Det er funnet en signifikant og lineær sammenheng mellom antall tilfeller lungekreft og radonaktivitet ned til under tiltaksgrensen på 100 Bq/m³. I Norge dør ca 280 personer årlig av radon induisert lungekreft, hvilket utgjør 14 % av alle tilfeller av lungekreft.

Risikoen for lungekreft fra radon er betydelig større for røykere enn for folk som aldri har røykt som vist i Tabell 2-2 (kilde US Environmental Protection Agency (Rudjord, 2008)).

Tabell 2-2: Risiko for utvikling av lungekreft fra radon for røykere og ikke røykere [2.4].

Radonaktivitet (Bq/m ³)	Risiko i løpet av livet for røykere	Risiko i løpet av livet for ikke-røykere
740	260 av 1000	36 av 1000
370	150 av 1000	18 av 1000
300	120 av 1000	15 av 1000
150	62 av 1000	7 av 1000
75	32 av 1000	4 av 1000
48 ^a	20 av 1000	2 av 1000
15 ^b	3 av 1000	-

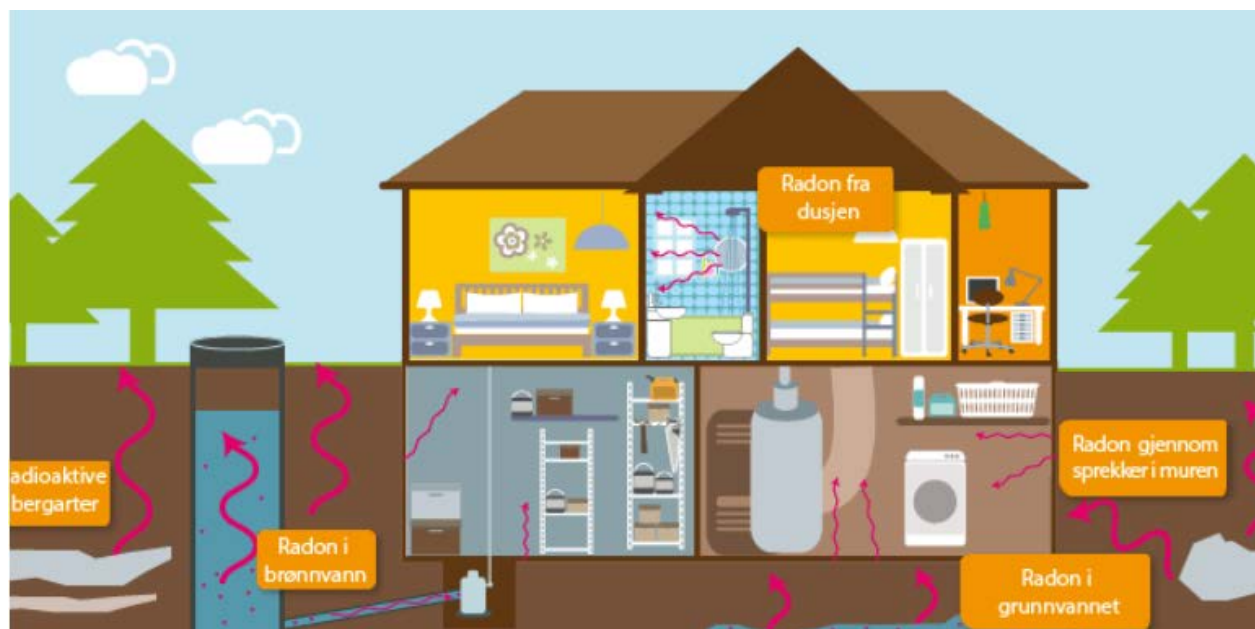
Gjennomsnittlig aktivitet i luft innomhus^a og utendørs^b i USA.

2.5 Stråling fra bakken og bygningsmaterialer

Ifølge Miljødirektoratet er grunnforhold er den klart viktigste kilden til forhøyede radonkonsentrasjoner i bygninger. Radongass som dannes naturlig i grunnen, siver inn gjennom sprekker og utettheter i bygningskroppen. Videre kan tilkjørte fyllmasser av radiumrik grus og pukk eller vann fra borebrønner i fast fjell være en kilde. Utstrakt bruk av stein som byggemateriale kan også bidra til økt radonkonsentrasjon innendørs, men dette er ikke en vesentlig kilde i Norge [2.6]. Som nevnt i kap. 2.3, kommer ca. 9.1 % av den årlige gjennomsnittlige strålingen fra bakken og bygningsmaterialer. Doseraten er ca. lik utendørs og innendørs, men siden vi i Norge tilbringer omtrent 90 % av tiden innendørs, utgjør dette den viktigste dosen. Av en årlig gjennomsnittlig strålingsdose på 0,47 mSv, kommer 0,43 mSv fra innendørs og 0,04 mSv fra utendørs eksponering.

Ifølge Liv Rudjord fra Statens Strålevern [2.4] er gjennomsnittsaktiviteten fra radon i innomhus luft i boliger i Norge ca 90 Bq/m³ og ca 9 % av boligene har aktivitet som overskrider tiltaksgrensen på 100 Bq/m³. Radongass diffunderer inn i boligen fra grunnen gjennom sprekker, porøs lettbetong osv., og man kan i kaldt vær få en "skorsteinseffekt" som suger gass inn når man varmer opp huset. Tall fra Statens strålevern viser også at doseraten innendørs er noe høyere i mur-/betonghus enn i trehus, henholdsvis ca. 0,5 mSv/år og 0,3 mSv/år. [2.5]

Figur 2-2 viser hvordan Radon kommer inn i boligen. [2.6].



Figur 2-2: Hvordan radon kommer inn i boligen din [2.6]

2.5.1 Stråling og betong

Betong er et naturprodukt som består av mineraler i form av sement og tilslag (sand, grus og stein). Som alle naturlige materialer vil også betong kunne inneholde små mengder radioaktive materialer som kan bidra til normal bakgrunnsstråling. Av bergartene som normalt brukes som tilslag i betong, er det noen

granitter som inneholder en viss mengde radioaktiv stråling (uran). Bergarter med høyt innhold av uran, slik som alunskifer brukes ikke i betong. Normalt er strålingsverdiene fra betong små og trygge.

Et spesialtilfelle er svensk såkalt "blåbetong" som var en lettbetong fremstilt av alunskifer og som ble produsert i perioden 1929-1975. Mange "blåbetong"-hus overskrider IKKE den svenske normen på innomhus luft på 100 Bq/m³, men i noen rom med lav utskiftning av luft og der alle vegger, golv og bjelkelag er laget av "blåbetong" kan aktiviteten komme opp i 1000 Bq/m³.

Tabellen under [2.7] viser resultat av studier og målinger av radioaktive isotoper i sement i noen land. Tabellen viser en sammenligning av gamma-aktive isotoper (Bq kg/år) i Portlandsement i forskjellige land.

Tabell 2-3: Resultat av utvalgte studier og målinger av radioaktive isotoper i sement i noen land.

Land	⁴⁰ K	²²⁶ Ra	²³² Th	Total	Referanse
Australia	114,7	51,8	48,1	214,6	Beretka og Mathew (1985)
Bangladesh	505,7	120,2	132,4	758,3	Mollah m.fl. (1986)
Belgia	-	62	76	-	Proffijin m.fl. (1984)
Brasil	564,0	61,7	58,5	684,2	Malanca m.fl. (1993)
Finland	251,0	40,2	19,9	311,1	Mustonen (1984)
Italia	316,0	46	42	404,0	Sciocchetti m.fl. (1984)
Malaysia	203,5	81,4	59,2	354,1	Chong (1982)
Mexico		26	52,6	-	Espinosa m.fl. (1986)
Nederland	230,0	27	19	276,0	Ackers m.fl. (1985)
Norge	259,0	29,6	18,5	307,1	Stranden og Bertag (1980)
Pakistan	272,9	26,1	28,7	327,7	[2.7]
Tyskland	325,0	15,1	22,9	363,0	UNSCEAR (1997)
Østerrike	210,0	26,7	14,2	240,9	Sorantin og Steger (1984)

Årsaken til den store variasjonen skyldes lokale store forskjeller i geologi og berggrunn og dertil hørende innhold av de respektive radioaktive isotopene.

2.6 Tiltak mot radon

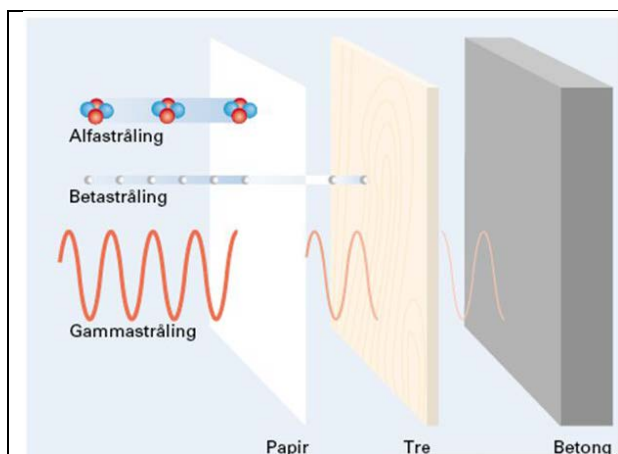
Siden radongass fra jordluft er et mye større problem enn gammastråling fra faste byggematerialer, så er anbefalt tiltak for nye hus ifølge Rudjord [2.4] å legge et diffusjonstett membran under eller inne i betongsålen og veggene under jordbandet, samt et såkalt "radonsug" (en slags pipe fra løsmasser under huset og opp over tak). For øvrig vises det til Byggforskeriens Byggdetaljblad 520.706 "Sikring mot radon ved nybygging" av juni 2013, samt 701.706 "Tiltak mot radon i eksisterende bygninger" av november 2012. På alle nye bolighus er det nå krav om å montere radonsperre.

For gamle hus anbefales det å måle radonaktiviteten i luften for å se om det er nødvendig å treffe tiltak som økt utluftning for å bringe konsentrasjonen ned.

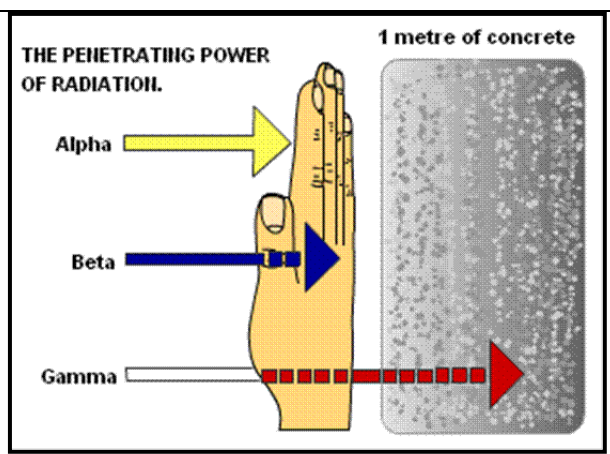
Statens strålevern i samarbeid med Norges geologiske undersøkelse har laget risikokart over østlandsområdet i en sone hvor det bor 2 millioner mennesker. Disse kartene kan lastes ned fra www.ngu.no eller www.stralevernet.no som pdf-filer. Kartene er basert på 1) eksisterende målinger av radon i inneluft, 2) gammastrålinger målt fra fly som viser uranrike områder og 3) kartlegging av lett gjennomtrengelige løsmasser. Områdene på kartene er inndelt i middels og høy aktsomhet.

2.6.1 Betong som beskyttelse mot stråling

Søker man på betong og radioaktiv stråling, får man mange treff på artikler som beskriver hvordan betong, og gjerne høyfast betong, brukes til å stoppe gammastråling. Radioaktiv gammastråling er den mest energirike elektromagnetiske strålingen som finnes, og er meget skadelig for levende organismer og ødelegger celler. Å stoppe gammastråling er derfor meget viktig idet man f.eks. skal bygge et bomberom eller lagre radioaktivt avfall i f.eks. fjellhaller. Høyfast betong som har høy tetthet er ofte brukt som beskyttelse mot radioaktivt avfall fordi betongen er så tett og kompakt at gammastrålingen ikke slipper igjennom betongen. Figur 2-3 og Figur 2-4 illustrerer rekkevidden til de ulike strålingstypene; alpha-, beta- og gammastråling.



Figur 2-3: Betong som stopper for radioaktiv stråling [2.8]



Figur 2-4: Illustrasjon av hvordan de tre forskjellige strålingstypene har langt forskjellig rekkevidde. [2.7]

På alle sykehus er f.eks. rom der man driver med røntgen- og CT-skanning beskyttet med metaller og betong slik at ikke strålingen skal komme ut av rommet og kunne skade andre pasienter og de som arbeider på sykehuset.

2.7 Konklusjon

Alle mennesker i samfunnet eksponeres for naturlig radioaktiv stråling (bakgrunnsstråling) hele tiden. Bygningsmaterialer vil på lik linje med alle andre materialer inneholde litt radioaktive komponenter. I gjennomsnitt utsettes et voksent menneske i Norge for en strålingsdose på ca. 5,2 mSv. Statens stråleverns rapporter viser at bygningsmaterialer sammen med stråling fra bakken/grunnforhold, i gjennomsnitt representerer 9,1 % av den totale strålingen vi utsettes for.

Betong er et bygningsmateriale med høy tetthet og som derfor benyttes til å stoppe radioaktiv stråling.

2.8 Referanser

- 2.1 Komperød, M. m.fl. (2015). StrålevernRapport 2015:12. *Stråledoser til befolkningen*. Statens Strålevern
- 2.2 Komperød, M. m.fl. (2015). StrålevernRapport 2015:11. *Stråledoser fra miljøet*. Statens Strålevern
- 2.3 Frengstad, B. og Smetstad, M., NGU, presentasjon ved årskonferansen "Miljørettet helsevern", 5. Mai 2008, Tromsø
- 2.4 Rudjord, L.: "Radon i inneluft", presentasjon ved Forum for miljø og helse, 5-6 Mai 2008, Tromsø
- 2.5 Finne, I.E. (2017) *Stråledoser til befolkningen*. Presentasjon: Norsk radonforening – Bransjetreff 1. februar 2017, Thon Hotel Opera. Statens Strålevern
- 2.6 Online: <https://www.miljostatus.no/tema/straling/radon/> Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet. Publ. 15.10.2018
- 2.7 «Concrete and Sustainability», Per Jahren og Tongbo Sui, 2013.
- 2.8 Online: <https://slideplayer.no/slide/2115149/> Laksevåg videregående skole. SlidePlayer

3 Utlekking fra betong

Forfatter: Christian J. Engelsen (SINTEF)

3.1 Aktuelle lover og forskrifter

3.1.1 Generelt

Forurensningslovens § 7 sier at: Ingen må ha, gjøre eller sette i verk noe som kan medføre fare for forurensning uten at det er lovlig etter §§ 8 eller 9, eller tillatt etter vedtak i medhold av § 11.

Forurensningslovens § 8 (begrensninger i plikten til å unngå forurensninger) sier: Vanlig forurensning fra boliger, fritidshus, kontorer, forretnings- eller forsamlingslokaler, skoler, hoteller og lagerbygg o.l., er tillatt etter denne lov i den utstrekning det ikke er gitt særlige forskrifter etter § 9.

3.1.2 Anleggsvirksomhet

Ved anleggsvirksomhet (infrastruktur) er det vanlig å søke om utslippstillatelse i henhold til Forurensningslovens §11. For anlegg med vannutslipp skal det redegjøres for vannmengde, vannsammensetning, utslippspunkt, resipient og eventuell tålegrense av denne, samt eventuelle rens tiltak og effekt av disse. Tunneldriving innebærer store vannmengder i kombinasjon med sprøytebetong og sementbaserte injeksjonsmidler.

Det fremgår av Forurensningsforskriftens §36 hva søknaden skal inneholde.

3.1.3 Gjenbruk av betong

Dersom betong ikke gjenvinnes eller brukes på annen måte, sier Forurensningsloven at slikt næringsavfall skal bringes til godkjent mottak. Gjenbrukt betong tjener et nyttig formål ved å erstatte anvendelsen av andre materialer som ellers ville blitt benyttet.

Gjenbruk av knust betong må utføres på en slik måte at bruken ikke er i strid med forurensningsforbudet, jf. forurensningsloven § 7. Den som vil gjennomføre et tiltak som kan medføre fare for forurensning, må derfor normalt søke om tillatelse etter forurensningsloven § 11.

Forurensninger som ikke medfører nevneverdige skader eller ulemper, kan likevel finne sted uten tillatelse etter § 11, jf. forurensningsloven § 8 tredje ledd. Med dette menes en lav terskel for hva som er tillatt forurensning. Lav terskel for forurensning vil for eksempel være dokumentert eller sannsynliggjort ved at betongen overholder forurensningsforskriftens normverdier [3.1]. Normverdier benyttes som regel til å kontrollere totalt innhold av både organiske og uorganiske stoffer i betong før riving. De mest vanlige stoffene som kontrolleres er angitt i Tabell 3-1. Dersom betongen overskrider en eller flere av normverdiene skal en stedsspesifikk risikovurdering utføres og prosjektet må søke om tillatelse for å kunne gjenbruke betongen. Miljødirektoratets faktaark M-14 gir ytterligere veiledning med hensyn til disponering av betong- og teglavfall [3.2].

Tabell 3-1: Normverdier angitt i forurensningsforskriften kapitel 2 vedlegg 1

Stoff	Normverdi
As	8
Cd	1,5
Cr total	50
Cr (VI)	2
Cu	100
Hg	1
Ni	60,0
Pb	60,0
Zn	200
PAH-16	2
PCB-7	0,01
Alifatiske hydrokarboner (> C ₁₂ -C ₂₅)	100

3.1.4 Deponering av betong

Betongmateriale som av forskjellige årsaker ikke gjenbrukes, skal leveres til godkjent deponi. I henhold til Avfallsforskriften klassifisere slike deponier i et av følgende kategorier:

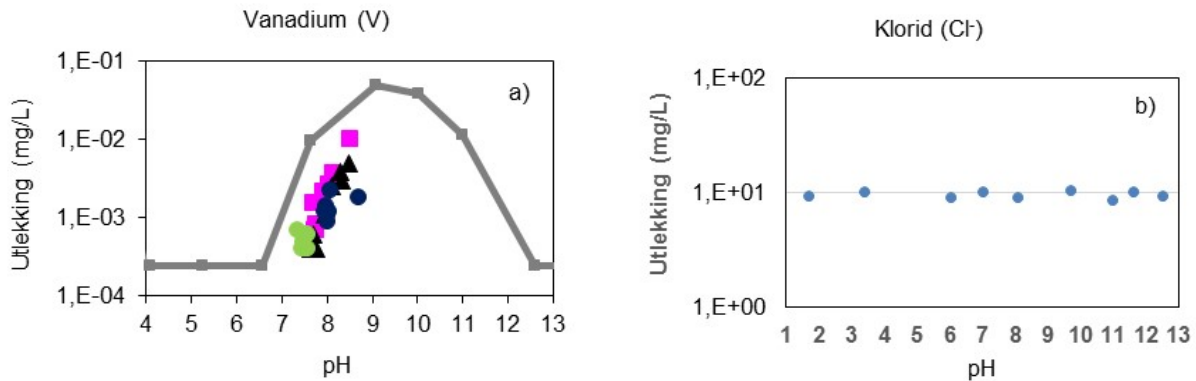
1. Deponi for farlig avfall
2. Deponi for ordinært avfall
3. Deponi for inert avfall

Lett forurenset betong klassifiseres ofte som inert avfall eller ordinært avfall og sjelden som farlig avfall.

3.2 Hva er utlekking

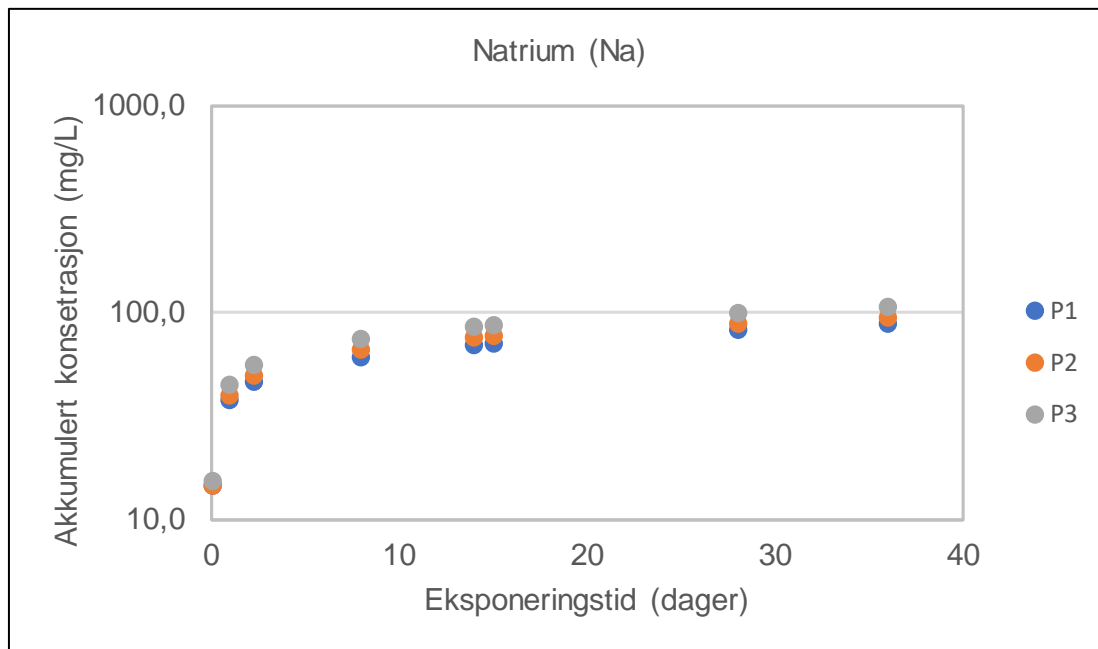
3.2.1 Definisjon og eksempler på utlekking

Utlekking defineres i de fleste tilfeller som en prosess der en kjemisk forbindelse avgis fra et fast materiale til en vandig fase. For at den kjemiske forbindelsen skal avgis til vannet må den være løselig i vannfasen. Utlekkingsmengden styres derfor av stoffets løselighet som ofte angis med en løselighetskonstant (k). Løselighetsstyrt utlekking er svært avhengig av vannets pH-verdi og materialets bufferkapasitet. Denne typen utlekking er i liten grad avhengig av total mengde stoff i materialet, se Figur 3-1 a) Noen stoffer med høy løselighet er tilnærmet uavhengig av pH som alkalikloridene (NaCl og KCl), se Figur 3-1 b) Utlekkingen av denne gruppen stoffer benevnes ofte som tilgjengelighetsstyrt da den vil være avhengig av total mengde stoff i materialet. Løselighetsstyrt utlekking forekommer når betongen nedknuses og benyttes til ubunden bruk.



Figur 3-1: a) Utlekking av vanadium fra betong som funksjon av pH målt i felt (enkeltpunkter) og i laboratoriet (grå linje) [3.3] b) Utlekking av klorid fra betong som funksjon av pH målt i laboratoriet [3.4].

Overflaten til betong kan etterhvert uttømmes for enkelte løselige stoffer og et såkalt utlekket sjikt (Eng: leached layer) dannes. Løselige stoffer må vandre (diffundere) gjennom dette sjiktet der sjikttykkelsen øker med tiden. Utlekkingen er derfor diffusjonsstyrt og kan følge Fick's diffusjonslover siden utlekkingen blir avhengig av en konsentrasjonsforskjell mellom utlekket og intakt område i betongen, se Figur 3-2. Denne typen utlekking forekommer som oftest for hel betong eller større klumper av nedknust betong i kontakt med vann. Mengden utlekket stoff er langt mindre enn ved løselighetsstyrt utlekking. Derfor har som regel ferdigbetong, betongelementer og betongvarer lav utlekking i primærbruksfasen.



Figur 3-2: Diffusjonsstyrt utlekking av natrium som funksjon av tiden målt på betongterninger i laboratoriet [3.5].

3.2.2 Utlekking i forskjellige bruksområder

Generelt så kan det skilles på utlekking fra overflaten til hel og nedknust betong. Utlekking fra hele betongflater forekommer når ferdigbetong, betongelementer eller betongvarer kommer i kontakt med vann under tiltenkt bruk (utvendige vegger, bruer, brupilarer under vann, kaier, rør etc.). Utlekkingen av løselige stoffer er lav fordi forholdet mellom vann og betongoverflate er liten slik at utlekkingen blir diffusjonskontrollert. Dette gjelder også grovknust materialgjenvunnet betong (f. eks. 20/100 mm).

Nedknust betong som materialgjenvinnes til resirkulert tilslag har generelt høyere utlekking i kontakt med vann, fordi materialoverflaten er mye større (f. eks. 0/8 mm) og utlekkingen blir tilnærmet løselighetsstyrt. Den typen utlekking forekommer for resirkulert tilslag i ubunden bruk som erstatning for naturlig tilslag (omfylling av rør, veibygging, tilbakefylling etc.). Når nedknust betong benyttes som tilslag til ny betong vil utlekkingen igjen være diffusjonskontrollert. Utlekking fra hel betong utgjør vanligvis ingen helse- og miljørisiko.

I Norge har betong frem til i dag først og fremst vært gjenbrukt i ubunden form selv om knust betong kan benyttes som tilslag til ny betong [3.6]. Når det skal tas hensyn til utlekking fra betong, er knust betong i ubunden bruk mest relevant å vurdere. Før riving og nedknusing av betongkonstruksjoner, benyttes normverdiene for kontroll av totalt innhold av både organiske og uorganiske stoffer. Normverdier som er vanlig å sjekke i et betongriveobjekt eller i nedknust betong, er angitt i Tabell 3-2. Dersom betongen overholder normverdiene kan den gjenbrukes uten å vurdere utlekkingspotensialet. Dersom den knuste betongen skal benyttes som igjenfylling i naturområder eller i sjøen, skal det likevel søkes om tillatelse [3.2].

3.3 Hvilke stoffer kan avgis

3.3.1 Sammensetning av betong

Betong består hovedsakelig av vann, sement, sand, stein og små mengder organiske tilsetningsstoffer. Betongkjemien domineres av sementen og de mineralske tilsetningene/erstatningene som brukes. Tilslaget bidrar lite. I Norge benyttes hovedsakelig sementtypene portland-blandingssement (CEM II/B-M), portlandsement (CEM I), portland-flygeaskeosement med 6-20% flygeaske (CEM II/A-V) og portland-slaggsement med 21-35% råjernslag (CEM II/B-S). Flygeaske er oppsamlet av pose- eller elektrostatiske filtre under rensingen av røykgassen fra kullfyrte kraftverk. Slagg er biproduktet som dannes ved produksjon av råjern. Tabell 3-2 viser kjemisk sammensetning av hovedbestanddelene i sementene benyttet i Norge.

Tabell 3-2: Kjemisk sammensetning av forskjellig sement [3.7]

Element	Portlandsement ^a (%)	Flygeaske ^b (%)	Råjernslag ^c (%)
CaO	58-68	1-4	35-48
SiO ₂	18-25	47-54	30-40
Al ₂ O ₃	3.1-7,6	28-35	5-17
Fe ₂ O ₃	0.16-5,8	4-12	0,2-1,0
SO ₃	< LOD ¹ -5,4	< LOD ¹ -1	1,5-5,0
MgO	0.02-7,1	1-2,5	2-15
K ₂ O	0.04-1,7	1-6	Ikke angitt
Na ₂ O	< LOD ¹ -0,78	0,2-2	Ikke angitt

¹ LOD = deteksjonsgrense

3.3.2 Utlekking av tungmetaller

Betong kan avgi små mengder tungmetaller som i stor grad er styrt av metallinnholdet i bindemiddelet, siden tilslaget i betongen regnes for å være inert. I tillegg vil forskjellig typer bruk kunne tilføre betongen eksterne forurensninger som oljesøl, veisalter, malingrester etc. Tilgjengelige data for naturlig tilslag og sementtypene benyttet på det norske markedet, viser at nystøpt betong sjelden vil overskride normverdiene for tungmetaller angitt i Tabell 3-1 [3.8].

Når betongen skal rives og gjenvinnes som resirkulert tilslag i ubunden bruk kan den ha blitt forurenset gjennom opprinnelig bruksfase. I tillegg er grenseverdier for seksverdig krom en utfordring med hensyn til fri gjenbruk av betong. I tilfeller hvor grensen på 2 mg/kg seksverdig krom overskrides, må man søke om tillatelse for å få gjenbruke betongen (M14). I slike tilfeller vurderes utlekking for å estimere stedsspesifikk helse- og miljørisiko. Når den faktiske utlekkingen vurderes i en bestemt bruk vil den potensielle spredningen av stoffet bestemmes. Utlekkingssegenskapene angir i slike tilfeller betongens evne til å binde for eksempel tungmetaller.

3.3.3 Utlekking av tilsetningsstoffer

Tilsetningsstoff tilsettes betongen for å oppnå bestemte egenskaper, enten i fersk eller herdet betong. De vanligste tilsetningsstoffene i Norge er:

- Plastiserende stoffer: Lignosulfonat (lite brukt i dag)
- Luftinnførende stoffer: Tensider, lakserolje etc.
- Superplastiserende stoff: Polynaftalensulfonat formaldehyd kondensat (SNF), sulfonert melamin formaldehyd polymer (SMF) og polykarboksylat-eter (PCE)
- Sprøyteakselerator: Aluminiumsalter for eksempel aluminiumsulfat

Superplastiserende tilsetningsstoffer benyttes i stort sett all betong. En rekke andre stoffer benyttes også i mindre omfang. Så langt har undersøkelser vist at de fleste betongtypene vil generere knust betong med lav utlekking av tilsetningsstoffer [3.8].

Tilsetningsstoffer i sprøytebetong til tunneller og fjellsikring benyttes i høyere konsentrasjon (vanligvis 4-5 % av sementvekt) enn for vanlig betong. Sprøytebetongen og sementbaserte injeksjonsmidler gjør at tunneldrivevannet får pH opp mot 11-12,5 og kan bidra til forhøyede verdier av løste metaller [3.9]. I tillegg

kan det forventes oppløste aluminiumsalter ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) i avrenningsvannet fra fersk sprøytebetong. Dette forventes raskt å avta når størkning og herding tiltar (kalsiumaluminatfasene dannes).

Sprøytebetongavfall fra rehabilitering av tunneller bør vurderes i hvert enkelt tilfelle dersom det skal gjenbrukes. I henhold til Miljødirektoratet [3.2], så skal det søkes om tillatelse ved gjenbruk. Knust sprøytebetong vil karbonisere, noe som gjør at Al foreligger som svært lite løselig $\text{Al}(\text{OH})_3$ ved pH 7-9. Det kan forventes forhøyet sulfatutlekking (SO_4^{2-}) siden SO_4^{2-} styres av løselige mineraler ved denne pH.

3.3.4 Utlekking fra overflatebehandlet betong

Betong kan være overflatebehandlet f.eks. med mørtler, puss, maling, impregnering, belegg osv. Utelekkingspotensialet fra organiske og uorganiske stoffer fra hele betongoverflater i primærbruksfasen anses som liten. Over tid vil maling og puss aldres. Dersom det ikke gjennomføres tilstrekkelig vedlikehold av de overflatebehandlede betongfasadene, vil avskallet puss og maling kunne spres partikulært.

I henhold til Byggeteknisk forskrift [3.10], skal det før igangsetting av tiltak som rehabilitering og riving, utarbeides en avfallsplan og en eventuell miljøsaneringsbeskrivelse på bakgrunn av en miljøkartlegging. En slik kartlegging vil avdekke om det er behov for sanering av overflatebehandlingen og om betongens kjemiske innhold er i henhold til normverdiene angitt i Tabell 3-1. Murpuss, maling og fuger på eldre betong kan inneholde forhøyede verdier av PCB og enkelte tungmetaller. Dersom det utføres en tilfredsstillende miljøkartlegging og miljøsanering, anses utlekkingsegenskapene til overflatebehandlet og ubehandlet betong i praksis som like. Miljødirektoratets fakta-ark M-14 gir ellers ytterligere veiledning med hensyn til disponering av betong- og teglavfall [3.2].

3.3.5 Tilslag

Farlige stoffer fra tilslag omtales i NA.12 i nasjonalt tillegg til NS-EN 12620 *Tilslag for betong*: I henhold til standardens tillegg H punkt H.3.3 har produsenten et produktansvar når det gjelder innhold av farlige stoffer. Det er per i dag ingen krav til innhold av farlige stoffer i tilslag for betong i Norge, men det anbefales inntil videre å forholde seg til Forurensningsforskriftens normverdier for forurenset grunn (se utdrag i Tabell 3-1).

Fare for utlekking av farlige stoffer, radon samt radioaktiv stråling fra tilslag skal vurderes og undersøkes der det er relevant for den tiltenkte sluttbruken (se standardens punkt 7.2), og skal deklarerer hvis de overskrider Forurensningsforskriftens normverdier, og Statens stråleverns anbefalinger når det gjelder radon og radioaktiv stråling.

Bergarter som danner syre i kontakt med vann eller luft, er definert som forurenset grunn (Forurensningsforskriftens kap. 2 § 2-3a). Slike bergarter bør ikke benyttes som tilslag til betong. Masser med en total aktivitet på >1 Bq/g defineres som radioaktivt avfall og skal håndteres i henhold til Avfallsforskriftens regelverk for radioaktivt avfall [3.11].

3.4 Utlekking fra betong til ferskvann og sjøvann

3.4.1 Vurdering opp mot vannforskriften

Vannforskriften tredde i kraft i 2007. Dette gjorde at myndighetene fikk et forvaltningsverktøy som bestod av konkrete og målbare miljømål for vannforekomstene i Norge. Ut fra det generelle miljømålet om god økologisk og kjemisk tilstand, har det i vannforskriften blitt utviklet grenseverdier for 17 vannregionsspesifikke stoffer og 45 prioriterte stoffer som er gjeldene for kystvann og ferskvann [3.12].

Miljøkvalitetsstandarder (Environmental Quality Standards = EQS) benyttes for å vurdere den kjemiske tilstanden i en vannforekomst. Konsentrasjonen av stoffene må være under maksimal tillatt konsentrasjon (MAC-EQS) og årlig gjennomsnittskonsentrasjon (AA-EQS) for at en vannforekomst skal oppå god kjemisk tilstand. Dette tilsvarer grenseverdien for kroniske effekter ved langtidseksposering (AA-EQS) og akutte toksiske effekter ved korttidseksposering (MAC-EQS).

I Tabell 3-3 er grenseverdiene angitt for tungmetaller og sammenlignet direkte med utlekking fra betongterninger målt i laboratoriet (diffusjonsstyrt utlekking). De fleste verdiene i utlekkingsforsøket var innenfor miljøkvalitetsstandarden. Laboratoriemålingene er utført med et bestemt forhold mellom vann og betongareal (80 - 100 L/m²). Dette forholdet er langt høyere under reelle forhold (f. eks. fra bruelementer eller damanlegg). Under slike forhold forventes det ikke at utlekking fra hel betong vil påvirke den kjemiske tilstanden til vannforekomsten negativt. Utlekkingen vil også avta eksponentielt over tid fordi avgivelsen av stoffene er diffusjonsstyrte. Dersom det er tvil ved en bestemt bruk, anbefales det å gjøre stedsspesifikke vurderinger.

Tabell 3-3: Grenseverdier som må overholdes for at vannforekomsten skal klassifiseres som god kjemisk tilstand.

Stoff	MAC-EQS/AA-EQS ^a Ferskvann	MAC-EQS/AA-EQS ^a Sjøvann	Utlekking i laboratoriet ^b
As	0,5/8,5	0,6/8,5	< 2,0
Cd	0,08/0,45	0,2/0,45	< 0,1
Cr total	3,4/3,4	3,4/36	3,4-15
Cr (VI)	Ikke angitt	Ikke angitt	Ikke målt
Cu	7,8/7,8	2,6/2,6	< 0,5 – 4,3
Hg	0,047/0,07	i.a./0,07	< 0,001
Ni	4,0/34	8,6/34	< 0,8 – 2,8
Pb	1,2/14	1,3/14	< 2,0
Zn	11/11	3,4/6,0	< 0,6 – 1,2

^a Maksimal tillatt konsentrasjon (MAC-EQS) og årlig gjennomsnittskonsentrasjon (AA-EQS) i ferskvann og sjøvann [3.12]

^b Utlekking fra betongterninger med 3 forskjellige sammensetninger [3.5]

3.5 Betong i kontakt med drikkevann

I vannforsyningsnettene benyttes betong mest som materiale i forskjellige typer høydebasseng. I hovedvannledningen brukes det ofte duktile støpejernsrør som er innvendige sementforede. Sementbaserte materialer og produkter skal, som alle andre materialtyper i kontakt med drikkevann, oppfylle kravet angitt i de norske byggereglene angitt i Byggeteknisk forskrift [3.10]. Byggereglene sier at det skal velges produkter som ikke avgir stoffer som kan forringe kvaliteten på drikkevannet eller medføre helsefare. Egenskapene som skal testes for at dette skal oppfylles er normalt lukt og smak, mikrobiologisk vekst og utlekking av kjemiske stoffer, se tabell 4.

Tabell 3-4: Egenskaper og prøvemetoder for sementbaserte produkter i kontakt med drikkevann

Egenskap	Prøvemethode
Lukt og smak	NS-EN14944-1
Mikrobiologisk vekst	NS-EN 16421
Utlekking av kjemiske stoffer	NS-EN 14944-3

Drikkevannsforskriften [3.13] angir grenseverdier for en del stoffer. I Tabell 3-5 er grenseverdiene for tungmetaller angitt. I Norge og ellers i Norden har det ikke vært praksis å bestemme utlekkingen fra betong etter NS-EN 14944-3 . *Sementbaserte products påvirkning av drikkevann - Prøvmingsmetode - Del 3: Migrasjon av stoffer fra fabrikkfremstilte sementbaserte produkter*. Det er et økende fokus på utlekking fra materialer i kontakt med drikkevann i Europa og mye tyder på at betongen vil bli testet rutinemessig i fremtiden på lik linje med for eksempel metalliske materialer [3.14].

Tabell 3-5: Grenseverider for tungmetaller angitt i drikkevannsforskriften [3.13]

Stoff	Grenseverdi (µg/L)
As	10
Cd	5
Cr total	50
Cr (VI)	Ikke angitt
Cu	2000
Hg	1
Ni	20
Pb	10
Zn	Ikke angitt

3.6 Referanser

- 3.1 FOR 2004-06-01 nr 931. Forskrift om begrensnig av forurensning (forurensningsforskriften).
- 3.2 Miljødirektoratet (2013), Faktaark M-14 "Disponering av betong- og teglavfall", oppdatert februar 2017.
- 3.3 Engelsen, C.J., van der Sloot, H.A., Petkovic, G., Long-term leaching from recycled concrete aggregates applied as sub-base material in road construction, *Science of the Total Environment* 587–588 (2017) 94–101.
- 3.4 SINTEF Byggforsk, Utlekking av klorid fra knust betong som funksjon av pH, egne laboratedata (2018).
- 3.5 Engelsen, C.J., Utlekking fra herdet betong med oljebasert borekaks, SINTEF rapport 3D0839 (2009).
- 3.6 SINTEF Byggforsk, Resirkulert tilslag av tegl og betong, Byggforskserien byggdetaljer - mars 2015, anvisning 572.111.
- 3.7 Hewlett, P.C., *LEA's chemistry of cement and concrete*; 4 ed.; Butterworth-Heinemann: Oxford, MA; USA, 1998.
- 3.8 Engelsen, C.J., Plessner, T.S., Aarstad, K., Ng, S., Justnes, H., Betongavfall – Bindemidler, tilsetninger og maling benyttet til betong og vurdering av utlekkingspotensiale, SINTEF rapport SBF2014A0400 (2014).
- 3.9 Tveiten (2009), Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg. Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk, Teknisk rapport 09.pdf
- 3.10 FOR-2017-06-19-840. Forskrift om tekniske krav til byggverk (Byggteknisk forskrift).
- 3.11 Miljødirektoratet (2015), Identifisering og karakterisering av syredannende bergarter, Veileder for Miljødirektoratet M-310.
- 3.12 Miljødirektoratet (2016), Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota, Veileder M-608-2016.
- 3.13 FOR-2016-12-22-1868. Forskrift om vannforsyning og drikkevann (drikkevannsforskriften)
- 3.14 Engelsen, C.J., Kaunisto, K., Rod, O., Kloppenborg, S., Latva, M., Gulbrandsen-Dahl, S., Krog, B-R., MaiD Final report - Material and product innovation through knowledge based standardization in drinking water sector – Report 3. Nordic Innovation 2018. www.nordicinnovation.org.

4 Betong og avfall

Forfatter: Jan Eldegard Hjelle, FABEKO

Det er et stort behov for å gå inn i betongbransjens prosesser og definere hvilke materialstrømmer som kommer inn under begrepet avfall og hvilke som er inne i sirkelen omtalt med begreper som ombruk, gjenbruk eller resirkulering. Det er mange ord og uttrykk som kan virke forvirrende og unødvendig kompliserende.

4.1 Dette er betongavfall

I hovedsak er begrepet betongavfall knyttet til restmaterialer fra rivning av gamle konstruksjoner der disse materialene ikke brukes om igjen til høyverdige formål. I dette kapittelet vil vi behandle disse materialstrømmene spesielt og gi råd om hvordan betong fra rivning kan behandles på en trygg måte. Materialer som ikke kan brukes om igjen, må leveres til godkjent mottak. Dette kaller vi heretter betongavfall. Det brukes ofte feilaktig begrepet avfall om knust betong som kan brukes om igjen til ulike formål. Dette kan skape problemer da begrepet avfall gir strenge restriksjoner på bruken- selv for rene masser. Materialer som brukes om igjen skal ikke defineres som avfall.

Det er også andre materialstrømmer som ofte feilaktig omtales som betongavfall men som oftest er verdifulle råmaterialer som benyttes om igjen. Vi behandler materialer som ren knust betong, returbetong og vaskevann til slutt i dette kapittelet.

Miljødirektoratet har utgitt faktaark M14-2013 som omhandler «Disponering av betong- og teglavfall». Dette faktaarket beskriver hvordan man må gå fram for å benytte slike materialer Faktaarket gir også svar på 14 ofte stilte spørsmål [4.1].

Trygg behandling av betong fra rivning bygger på en dokumentasjon av slike materialer med hensyn til mulig innhold av skadelige stoffer. Slike vurderinger gjøres som oftest i saneringsplaner og betong vurderes etter nivået av fremmedstoffer i rivningsmassen. Tradisjonelt har det meste av betong blitt behandlet som rent dersom det ikke er forurenset av PCB eller andre farlige miljøgifter. Det er nå også krav til maksimalt innhold av tungmetaller samt PAH-forbindelser, benzo(a)pyren og alifatiske hydrokarboner. Det henvises ellers til Miljødirektoratets faktablad M-14 -tabell 1.

I 2017 ga Forum for miljøkartlegging og -sanering [4.2] utgitt «Retningslinjer for prøvetaking av tunge rivemasser versjon 1.00» eller det som kort kalles «Betongveilederen». Denne veilederen er kommet i ny versjon 2.0 i 2019. Denne veilederen tar utgangspunkt i blant annet overnevnte faktaark M-14 men dykker dypere inn i prøvetakingsstrategi, regelverk, tolking av analyseresultater, miljøkartlegging og søknad om nyttegjøring av betong fra rivning. Den er tilgjengelig via www.miljokartlegging.com Denne veilederen benytter fire ulike kategorier materialer:

- Ren betong
- Inert avfall/lettere forurenset
- Ordinært avfall
- Farlig avfall

Miljødirektoratet har i lang tid arbeidet med et nytt kapittel i Avfallsforskriften om betong- og teglavfall der de i tillegg til PCB vil ta med innholdet av PAH-forbindelser, benzo(a)pyren og alifatiske hydrokarboner [4.3]. Høringsfrist for dette forslaget var 1. juni 2018 og det er pr april 2019 usikkerhet rundt hva den nye forskriften vil inneholde. I dette forslaget er det benyttet den samme liste og grenseverdier som i faktaarket M-14 som er utarbeidet i tråd med forskriftsforslaget.

Målet er å etablere klarere regler og mer forutsigbarhet for behandling av rivningsmaterialer slik at man møter EUs mål om 70 % resirkulering av bygg- og anleggsmaterialer innen 2020.

4.2 Dette inneholder betong

I Tabell 4-1 er det gjengitt gjennomsnittsverdier for innholdet av tungmetaller i ordinær betong og murpuss. Det antas at betong og murpuss har et naturlig innhold av enkelte tungmetaller (hentet fra SINTEF-rapport «Betongavfall» fra 2014) [4.4]. I tabellen er det også medtatt grenseverdier for tungmetaller som angitt i Miljødirektoratets faktaark M14-2013 «Disponering av betong- og teglavfall» [4.1]

Tabell 4-1: Gjennomsnittlige verdier for innhol av tungmetaller i ordinær betong og murpuss

Konsentrasjoner i mg/kg	SINTEF 2014 Gj.snitt i betong	SINTEF 2014 Gj.snitt i murpuss	Grenseverdier i M14-2013
PCB	0	0	0,01
Bly	4	8	60
Kadmium	0,1	0,2	1,5
Kvikksølv	0,03	0,06	1
Krom III	20 (totalt krom)	40 (totalt krom)	50
Krom VI	-	-	2
Arsen	1,5	3	8
Nikkel	9,1	18,2	60
Sink	31	62	200
Kobber	10	20	100

4.3 Gjenbruk av betong fra rivning

I faktablad M-14- tabell 2 [4.1] er det angitt grenseverdier for innholdet av tungmetaller og andre skadelige stoffer også i maling, fuger, avrettingsmasser og murpuss. I forslag til forskrift foreslår Miljødirektoratet at betong- og tegl fra rivning kan nyttiggjøres uten spesiell tillatelse dersom maling, fuger, avrettingsmasser eller murpuss (altså ikke selve betongen eller teglet) inneholder konsentrasjoner av PCB, kadmium bly og/eller kvikksølv opp til grenseverdiene i tabell 2.

I forslaget til ny forskrift nevnes at betong fra rivning kan benyttes til anleggsarbeider, herunder etablering av veier, parkeringsplasser og støyvoller og rehabilitering av terreng etter gravearbeider, dersom slik betong kommer til nytte ved å erstatte materialer som ellers ville blitt brukt til formålet og oppfyller følgende betingelser:

- a) Avfallet inneholder ikke armeringsjern eller plast. Betongavfall som kan nyttiggjøres uten spesiell tillatelse skal ikke inneholde disse materialene siden det kan medføre skade og være skjemmende i naturen. I tillegg er det forventet skjerpene tiltak mot plastforurensning.
- b) Konsentrasjonen av helse -og miljøskadelige stoffer i betongen overskrider ikke de angitte verdier i faktablad M-14 [4.1]
- c) Avfallet er ikke tilsølt med kjemikalier som inneholder andre stoffer enn de som er nevnt i punkt b), og som kan føre til nevneverdig skade eller ulempe for helse eller miljø
- d) Avfallet består ikke av sprøytebetong. Dette begrunnes med høyt innhold av tilsetningsstoffer. Det betyr at denne type avfall må behandles i hvert enkelt tilfelle basert på resultater fra analyse

Komiteés kommentar til Avfallsforskrift om betong- og teglavfall

I de to siste punktene c) og d) benyttes begrepet avfall men det burde stå betong fra riving da slike materialer kan gjenvinnes og dermed ikke er å anse som avfall.

Det siste punkt d) viser at informasjon om sprøytebetong er mangelfull og at det bør iverksettes dokumentasjonsarbeid for å kartlegge omfanget av problemstillingen.

4.4 Lettere forurenset betong

Klima- og miljødepartementet har utarbeidet forslag til forskrift for å regulere bruk av lettere forurenset betong og tegl til ulike formål. Formålet med forskriftsforslaget er å fremme gjenvinning av betong- og teglavfall og regulerer når betong- og teglavfall som er lite forurenset kan brukes til anleggsarbeider, herunder etablering av veier, parkeringsplasser og støyvoller, og rehabilitering av terrenget etter gravearbeider, uten at tiltaket trenger tillatelse etter forurensningsloven. Forskriftsforslaget setter bl.a. konsentrasjonsgrenser av helse- og miljøfarlige stoffer i betong- og teglavfallet, konsentrasjonsgrenser av PCB og enkelte tungmetaller i eventuell maling, fuger, avrettingsmasser og murpuss påført betong- og teglavfallet, og gir bestemmelser om at avfallet må komme til nytte ved å erstatte materialer som ellers ville blitt brukt til formålet.

I henhold til forslaget kan aktører som ønsker å bruke betong- og tegl fra riving til tiltak som ikke oppfyller alle kriteriene, akkurat som i dag søke om tillatelse etter Forurensningsloven § 11. Aktører som ikke vurderer det som hensiktsmessig å gjenvinne betong og tegl, kan fortsatt velge å levere dette som avfall til godkjent mottak

Etter ferdigbehandling vil innholdet i ny forskrift bli gjort tilgjengelig på Miljødirektoratets hjemmesider samt på Lovdata.

4.5 Spesielle forhold knyttet til betong

Gjennom EUs rammedirektiv om avfall, forpliktet Norge seg til å oppnå materialgjenvinning av 70 prosent av bygg- og anleggsavfall innen 2020 (Meld. St. 45 (2016-2017) «Avfall som ressurs – avfallspolitikk og sirkulær økonomi»). Materialgjenvinning inkluderer utfylling med betong og tegl mv. I 2015 var

gjenvinningen 62 %, mens den var 50 % i 2017. Nedgangen er i henhold til SSB knyttet til deponering av lett forurenset betong, pga usikkerhet knyttet til regelverk for disponering av slike masser. Det har blitt analysert om betong inneholder problematiske stoffer som vi må ta hensyn til ved gjenbruk. For å nå målet om 70 % gjenbruk av byggavfall, er det viktig å finne gode metoder for å gjenbruke betong fra gamle bygg som rives eller rehabiliteres. I Danmark er det i de siste årene lagt inn store ressurser for å kartlegge om slike stoffer er et problem eller ikke. I en ny rapport fra Miljø og fødevarerministeriet i Danmark [4.5] utgitt i februar 2019, er hovedkonklusjonen at knust betong generelt sett ikke inneholder farlige stoffer.

Denne rapporten tar for seg en lang rekke stoffer og gjør en såkalt terrestrisk risikovurdering ved for eksempel å bruke knust betong som bærelag. Miljø og Fødevarerministeriet i Danmark har blant annet vurdert innholdet av krom i betong. Det anbefaler å benytte en grenseverdi for totalt krominnhold på 50 mg/kg betong. De har vurdert både treverdig krom (Cr(+III)) og seksverdig krom (Cr(+VI)) og konkluderer med at det er verdien av totalt krom som bør benyttes som grenseverdi. Denne rapporten er til nå den mest omfattende analysen som er gjort rundt innholdet av problematiske stoffer i betong.

Miljødirektoratet i Norge har på den annen side valgt å be aktørene å analysere konsentrasjon av seksverdig krom (Cr(+VI)) i betong. Det er usikkerhet rundt måling av seksverdig krom i gammel betong og det må avklares mer rundt eksempelvis prøvehypighet, analysemetoder og løselighet av seksverdig krom fra herdet betong. Det er benyttet en grenseverdi på 2 mg seksverdig krom per kg betong men det foreligger lite vurdering og dokumentasjon av faren med seksverdig krom i betong. Det må utvikles mer kompetanse rundt prøvemetoder og praktiske grenseverdier for krom- både når det gjelder innholdet i betong og utlekkingsfare av krom. NGI arbeider nå med et prosjekt som skal utvikle slik kompetanse og disse resultatene vil i løpet av 1-2 år kunne gi bedre forståelse av utfordringer og løsninger. De første resultatene viser at knust betong som kommer i kontakt med organisk materiale (humus) vil vise svært lave nivåer av utlekket seksverdig krom.

Forum for miljøkartlegging og -sanering har i lengre tid samlet analysedata av krom i betongprøver som medlemsvirksomhetene har utført. Til nå foreligger det i overkant av 200 prøver fra en rekke forskjellige bygninger. Kartleggingen viser at grenseverdien for seksverdig krom overskrides i flere av prøvene.

Krom i betong kommer hovedsakelig fra innholdet i sement. Grunnet forhold for de som arbeider med fersk/våt betong, ble det fra 1986 innført en forskrift til Arbeidsmiljøloven der maksimalt innhold av Cr(+VI) i sement ble satt til 2 mg/kg. Dette ble løst gjennom dekromatisering der tilsetning av jernsulfat i sementmøllene omdannet Cr(+VI) til Cr(+III) som ikke er skadelig for betongarbeidere. Denne grenseverdien på 2 mg/kg er nå tatt med som normverdi for forurenset grunn og ligger som vedlegg 1 i Forurensningsforskriften. Det er uklart om denne grenseverdien er hentet fra Arbeidsmiljøloven fra 1986 eller fra nyere dokumentasjon rundt effekt på miljøet.

4.6 Andre materialstrømmer

De følgende materialstrømmer omtales ofte feilaktig som betongavfall men er som oftest verdifulle råmaterialer som benyttes om igjen.

4.6.1 Returbetong eller vrak

Den betongmengden eller det betongproduktet som av ulike årsaker ikke blir benyttet på byggeplassen, kalles returbetong eller vrak. Dette kan være fabrikkbetong som er bestilt av kunden men som kunden ber produsenten håndtere før den herder, blir returnert med bil til produsenten.

Fabrikkbetongprodusenter behandler denne returbetongen på ulike måter:

- Forsøker å levere denne til annen kunde
- Gjenbruker den i ny betong
- Støper nye produkter, eksempelvis blokker til støttemurer.
- Mellomlagrer den inntil den herder for deretter å gjenbruke som råmateriale til ulike formål
- Vasker den ut og resirkulerer stein og slam

De betongelementer eller betongprodukter som ikke kan benyttes som forutsatt betegnes ofte som vrak. Betongprodusenten kan enten levere disse produktene til annet formål eller knuse ned betongen og benytte denne som resirkulert tilslag i ny produksjon. Når det gjelder regler for bruk av gjenvunnet eller resirkulert tilslag, henvises til NS-EN 206 NA.

Både returbetong og vrak må behandles slik at prosessen møter krav i Forurensningsloven [4.6] og Internkontrollforskriften. Dette er blant annet nærmere omtalt i FABEKOs «Miljøstandard for betongproduksjon» [4.7].

4.6.2 Vaskevann og slam

Produsenter av betong har vaskeanlegg for rengjøring og utvasking av mindre mengder betong som ligger igjen i produksjonsutstyr og biler. Drift av vaskeanlegget og håndtering av vaskevann og slam må følge de krav som er angitt i Forurensningsloven og Internkontrollforskriften. FABEKO har utgitt en veileder kalt «Miljøstandard for betongproduksjon» [4.7] som omhandler hvilke krav som stilles til produksjonsstedene og hvordan de kan møte disse.

4.7 Konklusjon

Norge har forpliktet seg til å nå et mål om materialgjenvinning av 70 % av bygg- og anleggsmaterialer innen 2020. Det er behov for å gå inn i betongbransjens prosesser og definere hvilke materialstrømmer som kommer inn under begrepet avfall og hvilke som er inne i sirkelen omtalt med begreper som ombruk, gjenbruk eller resirkulering. Det er viktig at både restmaterialer fra betongproduksjon og betong fra rivning dokumenteres og klassifiseres slik at de kan gjenbrukes som høyverdige råmaterialer eller som tilslagsmaterialer. Det er ingen grunn til at rene masser av betong betegnes som avfall. Begrepet betongavfall bør kun benyttes dersom det ikke kan inngå som råmateriale i nye prosesser.

4.8 Referanser

- 4.1 *Disponering av betong- og teglavfall*, Faktaarkt M-14 2013, Miljødirektoratet
- 4.2 *Retningslinjer for prøvetaking av tunge rivningsmasser- Betongveilederen*, Forum for miljøkartlegging og sanering, 2017
- 4.3 *Forslag til nytt kapittel i Avfallsforskriften om betong- og teglavfall*, Miljødirektoratet 2016
- 4.4 *Betongavfall* SINTEF-rapport 2014

- 4.5 Terrestrisk risikovurdering af problematiske stoffer i nedknust asfalt, beton og tegl, Miljø og fødevarerministeriet i Danmark, Miljøprojekt nr. 2069, 25.2.2019
- 4.6 Forskrift om begrensning av forurensning (forurensningsforskriften)
- 4.7 *Miljøstandard for betongproduksjon- veiledning*, FABEKO

