
Svenskt Vatten

UTVECKLING

Rapport
Nr 2022-5

Klimatförbättrad betong för dricks- vattenanläggningar

Elisabeth Helsing
Katarina Malaga
Jan Suchorzewski
Ida Gabrielsson

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området.

Författarna är ensamt ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se

RAPPORTENS TITEL	Klimatförbättrad betong för dricksvattenanläggningar
TITLE OF THE REPORT	Low carbon concrete for drinking water infrastructure
FÖRFATTARE	Elisabeth Helsing, Katarina Malaga, Jan Suchorzewski och Ida Gabrielsson, RISE Research Institutes of Sweden
RAPPORTNUMMER	2022-5
ANTAL SIDOR	98
SAMMANDRAG	Rapporten ger riktlinjer för specificering av klimatförbättrad betong för dricksvattenanläggningar, både för frostutsatta och för icke frostutsatta konstruktioner. Riktlinjerna ska fungera som stöd till vattenverksägare vid upphandling av nya konstruktioner.
SUMMARY	The report presents guidelines for the specification of low CO ₂ -concrete for drinking water plants, both for structures exposed to and not exposed to frost. These guidelines are meant to be a support for planning and procurement for construction of new drinking water plants.
SÖKORD	Dricksvatten, klimatförbättrad betong, GGBS, flygaska, silika, lakning, beständighet
KEYWORDS	Drinking water, low carbon concrete, GGBS, flyash, silica, leaching, durability
MÅLGRUPPER	VA-branschen, konstruktörer, betongproducenter, tekniska konsulter
RAPPORT	Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/
UTGIVNINGÅR	2022
UTGIVARE	© Svenskt Vatten AB
REFERENS	Helsing E., Malaga K., Suchorzewski J. och Gabrielsson I. (2022). Klimatförbättrad betong för dricksvattenanläggningar. SVU-rapport 2022-5. Stockholm, Svenskt Vatten.

Om projektet

PROJEKTNUMMER	21-103
PROJEKTETS NAMN	Klimatförbättrad betong för vattenanläggningar
PROJEKTETS FINANSIERING	Svenskt Vatten Utveckling, 4S, Sydsvatten, Stockholm Vatten, Göteborgs stad, Vatten och avloppskompetens i Norr, Kommunalförbundet Norrvatten, RISE

Förord

Traditionellt har betong med portlandcement använts i de flesta anläggningar i Sverige sedan 1990-talet eftersom den har god beständighet vid användning i utomhusmiljö. Men portlandcement ger betydande koldioxidutsläpp vid tillverkningen.

I december 2021 godkändes den reviderade versionen av tillämpningsstandarden SS137003 till betongstandarden SS-EN 206. Det öppnade större möjligheter att använda betong med ett lägre klimatavtryck till flera applikationer. Det pågår en stark utveckling inom området klimatförbättrad betong. Därför har forskningsinstitutet RISE undersökt och föreslagit lämpliga betongblandningar där 30–50 procent av portlandcementen ersätts med masugnsslagg, flygaska och silikastoft. De undersökta betongblandningarna uppfyller de tekniska och kemiska kraven på konstruktioner för dricksvattenanläggningar.

SVU-projektet har delfinansierats av Sydsvatten, Stockholm Vatten och Avfall, Kretslopp och vatten Göteborg, Vatten- och avfallskompetens i Norr AB, Kommunalförbundet Norrvatten samt 4S.

Katarina Malaga, professor inom hållbart byggande
Forsknings- och affärsutvecklare inom Infrastruktur och betongbyggande
RISE, Samhällsbyggnad

Innehåll

Förord.....	2
Sammanfattning.....	4
Summary	5
1 Inledning.....	6
1.1 Bakgrund till projektet	6
1.2 Syfte med projektet.....	7
1.3 Avgränsning	7
1.4 Upplägg av projektet och rapporten.....	7
1.5 Förkortningar använda i rapporten	9
2 Kartläggning av regelverk och praxis.....	10
2.1 Krav på dricksvattenkvalitet	10
2.2 Krav på material i kontakt med dricksvatten	12
2.3 Vilka ämnen bör studeras närmare?	12
2.4 Relation mellan anläggningsdata och mätdata på utlakning	16
2.5 Andra specifika krav på betong i dricksvattenanläggningar.....	18
2.6 Betongtyper använda i dricksvattenanläggningar idag i Sverige och i omvärlden.....	21
3 Klimatförbättrad betong.....	22
3.1 Klimatförbättring av betong genom användning av alternativa bindemedel.....	22
3.2 Tillgänglighet för GGBS, silikastoft och miljöcement	23
3.3 Inverkan av silikastoft och GGBS på betongens egenskaper	24
3.4 Hur stor andel av bindemedlet får utgöras av silikastoft eller GGBS?	27
3.5 Kvalitetskrav på GGBS och silikastoft för användning i betong	28
4 Utlakning från betong.....	32
4.1 Allmänt.....	32
4.2 Mätmetoder för utlakning av ämnen från material.....	34
4.3 Litteratur om utlakning av farliga ämnen ur betong och ballast.....	36
4.4 Sammanfattande slutsatser från litteraturstudien.	40
5 Provning av klimatförbättrad betong för vattenanläggningar.....	42
5.1 Material och betongsammansättningar.....	42
5.2 Provningsmetodik.....	43
5.3 Resultat och diskussion - den färskas och hårdnades betongens egenskaper	46
5.4 Resultat och diskussion - utlakning.....	55
5.5 Slutsatser från utlakningsförsöken	71
6 LCA - analys	73
7 Påverkan av material för lagning av sprickor och för infästning av annan utrustning i betong	75
8 Slutsatser	77
9 Riktlinjer för specificering av betong för dricksvattenanläggningar.....	79
Referenser	81
Bilaga A Provning av två betongsammansättningar som innehåller flygaska.....	83
Bilaga B Provningsresultat.....	88
Bilaga C Standarder och metodbeskrivningar.....	96

Sammanfattning

Rapporten ger riktlinjer för specificering av klimatförbättrad betong för dricksvattenanläggningar, både för frostutsatta och för icke frostutsatta konstruktioner. Riktlinjerna ska fungera som stöd till vattenverksägare vid upphandling av nya konstruktioner.

Sveriges VA-sektor befinner sig i en intensiv byggfas och använder mycket betong. Betongen bidrar med stora utsläpp av koldioxid som till ungefär 90 procent härstammar från tillverkningen av cement som är en nyckelkomponent i betong. Betongbranschen har som målsättning att all betong i Sverige ska vara klimatneutral år 2045. Ett sätt att minska betongens klimatpåverkan är att ersätta delar av cementen med alternativa bindemedel. Redan i dag går det att halvera klimatpåverkan genom att använda klimatförbättrad betong. Det är en utmaning att se till att klimatförbättrad betong verkligen beställs och att upphandlingarna ställer klimatkrav utifrån ett livscykelperspektiv.

Traditionellt har betong med portlandcement använts i de flesta anläggningar i Sverige sedan 1990-talet eftersom den har god beständighet vid användning i utomhusmiljö. Men portlandcement ger betydande koldioxidutsläpp vid tillverkningen. Alternativa bindemedel skulle kunna vara masugnsslagg, flygaska eller silikastoft. Det senare får man från framställning av kiselmetall eller kisellegeringar. Frågan är i vilken mån dessa material kan påverka dricksvattenkvaliteten från en anläggning. Projektet startade med en kartläggning av krav på dricksvatten och krav på material i kontakt med dricksvatten. Efter det gjordes en kartläggning av vilka möjligheter det finns att använda alternativa bindemedel mot bakgrund av gällande krav på betong, och vilken inverkan på betongens egenskaper som olika bindemedel har.

Projektet undersökte utlakning och betongegenskaper för elva olika möjliga betongsammansättningar, där slagg och silikastoft hade ersatt en viss del av portlandcementen i nio av dem. Det gjordes också livscykelanalyser. Utlakning studerades med metoder som inte direkt återspeglar förhållandena i en dricksvattenanläggning. En svårighet och viktig del av projektet var att försöka hitta metoder för att översätta lakdata från laboratorieförsök till vad man får i en verklig anläggning.

Resultaten visar att det är fullt möjligt att som bindemedel i betong till dricksvattenanläggningar ersätta upp till cirka 50 procent av portlandcementen med lämpliga mängder masugnsslagg och silikastoft utan att dricksvattenkvaliteten äventyras. Samma sak gäller för flygaska av den kvalitet som är godkänd för användning i betong. Men det här förutsätter att en helt ny dricksvattenanläggning efter att den exponerats för vatten genomgår en intrimningsperiod under några dagar upp till en vecka innan vatten levereras till kund. Ändrad bindemedelssammansättning i betongen ändrar halten av vissa potentiellt farliga ämnen i utlakningsvattnet, ibland i positiv och ibland i negativ riktning. Men förändringarna innebär i de flesta fall bara marginella förändringar av halten i vattnet i en verklig dricksvattenanläggning.

Vilken sammansättning som är mest lämplig i det aktuella fallet bestäms av de krav på hållfasthet och beständighet som ställs på betongen enligt gällande betongstandarder. Eftersom slagg och flygaska minskar hållfasthetstillväxten hos betongen vid tidig ålder kan till exempel krav på hög tidig hållfasthet vara avgörande för valet av sammansättning.

Koldioxidavtrycket från materialet sjunker ungefär proportionellt mot andelen portlandcement som ersätts med andra bindemedel.

Summary

Traditionally, concrete with a low alkali, sulphate resistant CEM I with moderate heat evolution has been used in most civil engineering structures in Sweden since 1990, since this type of cement has shown good durability properties when used in an outdoor environment. CEM I is a cement with 95 % Portland cement clinker, which gives large CO₂ emissions when fabricated. However, there are several possibilities to decrease the CO₂ impact from the concrete by replacing some of the cement with alternative binders, like slag, fly ash and silica fume. Though, a certain insecurity is prevailing regarding to what extent these materials could affect the quality of the drinking water.

As a start, the chemical and technical requirements on drinking water and on material in contact with drinking water were reviewed. The possibilities to use alternative binders, based on Swedish requirements for concrete, and what effects these have on different concrete properties were then described.

Leaching was studied with methods that do not directly reflect real conditions in a drinking water plant. Different leaching methods are described in the report. One difficulty and an important part of the project has been to find methods to translate the data from laboratory tests to what will happen in a real plant.

Concrete properties and leaching from eleven concrete compositions were investigated. In nine of them, slag and silica fume replaced some of the CEM I. An LCA-analysis was also conducted on these compositions. In addition, a literary survey regarding leaching of concrete was carried out.

The results show that it is fully possible to replace up to about 50 % of CEM I with slag and silica fume, without jeopardizing the quality of the drinking water. This is also valid for the fly ash accepted for use in concrete. One condition is that a newly built drinking water plant is subjected to a tuning period from a few days up to a week, starting from when the plants is first exposed to the water, before water is delivered to customers.

Changes in the binder composition may affect the content of dangerous substances in the leaching test, sometimes positively and sometimes negatively. But the changes in most cases are only marginally influencing the water in a real drinking water plant.

Decision on what composition of the concrete that is the optimal choice in a specific case is based on requirement of strength and durability specified in the concrete standards. Since slag and fly ash decreases the rate of strength evolution of concrete at the early age, this should be taken into consideration when selecting this type of concrete. A more extensive protection against drying after casting is also recommended for compositions with alternative binders.

It was also observed that results from simple test methods for leaching through so called shake tests on crushed materials showed bad correlation with results from a monolithic test method, which is closer to the real case, but also more time consuming and expensive.

The decrease in CO₂ impact from the material is almost proportional to the decrease in CEM I content of the concrete composition.

The report presents guidelines for the specification of low CO₂-concrete for drinking water plants. Both for structures exposed to and not exposed to frost. These guidelines are meant to be a support for planning and procurement for construction of new drinking water plants.

1 Inledning

1.1 Bakgrund till projektet

Sverige står inför två stora utmaningar – bygga historiskt stora volymer av både infrastruktur och bostäder och ställa om vårt samhälle till att bli klimatneutralt till 2045. Sveriges VA-sektor är en del av detta och befinner sig i en intensiv byggfas och kommer att vara det under en överskådlig tid framöver. Ett byggmaterial som används mycket i olika applikationer är betong. Betongen bidrar dock med stora koldioxidutsläpp som till ungefär 90 % härstammar från tillverkningen av cement. Cementproduktionen står för ca 7 % av koldioxidutsläpp i världen och den svenska för ca 3%. Betongbranschen har satt som mål att kunna erbjuda klimatneutral betong på marknaden 2030 (Fossilfritt Sverige, 2020). Redan i dag finns dock klimatförbättrad betong att tillgå. För att kunna uppnå både nationella och egna specifika klimatmål är en avgörande frågeställning om VA-anläggningarna ska kunna använda den klimatförbättrade betongen som nu finns på marknaden. Det finns dock en osäkerhet hur denna påverkar dricksvattenkvaliteten.

Projektet har sitt ursprung i Svenskt Vattens arbetsgrupp för Hållbar Upphandling som arbetar fram förslag till gemensamma hållbarhetskrav att ställa i branschspecifika upphandlingar. Utav två prioriterade områden som har valts ut att börja arbetet med utgör betong det ena, och frågeställningen har väckts utifrån den riskbedömning för hållbar betong som arbetsgruppen arbetar med. Konsekvensen av eventuell kontaminering av dricksvattnet bedöms i denna riskbedömning som hög, medan sannolikheten är oklar. Projektförslaget har arbetats fram utifrån en dialog med arbetsgruppen och RISE.

Traditionellt har betong med ett lågalkaliskt, sulfatresistent CEM I med moderat värmeutveckling använts. Det är ett cement som innehåller minst 95 % portlandcementklinker (PC-klinker). Tillverkning av PC-klinker har en negativ miljöpåverkan då CO₂ avges då kalksten bränns till reaktiv cementklinker. Av miljöskäl strävar man därför att ersätta åtminstone en del PC-klinkern i cement med andra material med liknande egenskaper, men mindre miljöpåverkan. De vanligaste är biprodukter från tillverkning av andra material eller från förbränning, till exempel masugnsslagg från ståltillverkning, flygaska från kolförbränning och silikastoft från tillverkning av kisel och ferro-kisel. Möjligheterna att i Sverige använda betong där dessa material ingår har stegvis ökat, men har inte utnyttjats i högre grad, bland annat beroende på osäkerhet när det gäller inverkan på andra parametrar som kan vara av betydelse för användarna. När det gäller betong i kontakt med dricksvatten är risken för utlakning av farliga ämnen till vattnet från dessa material en sådan fråga. Andra aspekter kan vara påverkan på vattentätheten, risk för sprickbildning och krav på mer omsorgsfull gjutning och härdning.

Det finns alltså ett behov av att klargöra vilka effekter dessa cementsättningsmaterial kan ha på de egenskaper som är viktiga för betong i kontakt med dricksvatten och som i övrigt utsätts för den omgivningsmiljö där dessa befinner sig i. I den mån effekterna är negativa, är det av vikt att veta hur skadlig påverkan på dricksvattnet eller på konstruktionen i praktiken kan minimeras eller undvikas. I dagsläget har masugnsslagg och silikastoft ansetts vara de cementsättningsmaterial som har störst potential för användning i dricksvattenanläggningar, varför dessa material behandlas ingående i detta projekt. Då det finns risk för brist på dessa material i framtiden, kommer även andra potentiella cementsättningsmaterial att beröras.

I vissa andra länder, som Tyskland och Nederländerna, används redan idag masugnsslagg i denna typ av konstruktioner. Masugnsslagg kan dock skilja en hel del i kemisk sammansättning, varför erfarenheter från dessa länder när det gäller utlakning inte direkt kan överföras på masugnsslagg som är tillgängliga för den svenska marknaden och under svenska förhållanden.

1.2 Syfte med projektet

Syftet och det enskilda målet med projektet är att ta fram lämpliga riktlinjer för betong som ska användas i dricksvattenanläggningar, vilka gör att betongen får lägre klimatpåverkan än den betong som normalt används i dessa typer av anläggningar idag, har god beständighet och inte påverkar dricksvattenkvaliteten negativt. Det sätt att minska klimatpåverkan från betong som projektet inriktar sig på är ersättning av portlandcementklinker, som är den del av betong som svarar för huvuddelen av klimatpåverkan, med alternativa bindemedel, främst mald granulerad masugnsslagg och silikastoft. Riktlinjerna ska vara anpassade till ett antal branschspecifika upphandlingsområden och kunna användas som specifikation vid anläggningsägarnas upphandling av betongkonstruktioner i kontakt med dricksvatten.

Projektet ska också ge underlag till den riskbedömning som ligger till grund för att ta fram hållbarhetskrav för betong i Svensk Vattens arbetsgrupp för Hållbar Upphandling.

1.3 Avgränsning

Då mald granulerad masugnsslagg och silikastoft är oorganiska mineraliska material med mycket låga halter av eventuella organiska föroreningar, studeras inte påverkan av dessa alternativa bindemedel på mikrobiologiska parametrar eller utlakning av organiska ämnen, förutom total organiskt kol (TOC) från betong.

Då flygaska är en biprodukt från förbränning av kol i koleldade kraftverk och innehåller en begränsad mängd obränt kol har uppdragsgivarna önskat att flygaska inte tas med som potentiellt lämpligt alternativt bindemedel i projektet. En mindre parallellstudie med annan finansiering med ett par betongblandningar med upp till 16 % flygaska i bindemedlet har dock genomförts och lagts in som Bilaga A i rapporten. Resultat från denna studie har ingått i utvärderingen av projektets resultat.

De klimatförbättrade betongsammansättningar som föreslås ska uppfylla krav på betong enligt gällande svenskt regelverk (2022).

När det gäller oönskade ämnen i lakvatten från betongkonstruktioner, baseras det i första hand på gällande svenska regler för dricksvatten och europeiska direktiv inom området. Utvärdering av potentiella hälsorisker hos ett ämne som inte ingår bland de som är reglerade i gällande regler för dricksvatten ingår inte i projektet.

1.4 Upplägg av projektet och rapporten

Projektets har genomförts i ett antal steg som återspeglas i rapportens kapitelindelning.

Det första steget i genomförandet var en kartläggning av bland annat regelverk när det gäller betong i kontakt med vatten och dricksvattenkvalitet. Praxis när det gäller betong i vattenanläggningar i Sverige och våra grannländer har gått igenom. Denna kartläggning utmynnade i vilka ämnen eller vilken påverkan på vattenkvaliteten som det är av vikt att studera närmare vid en övergång till en klimatförbättrad betong. Detta steg redovisas i kapitel 2

Nästa steg var att kartlägga vilka möjligheter det finns att, mot bakgrund av gällande regelverk för betong, göra betong mer klimatvänlig. I detta ingick också att redovisa vilka effekter detta har på de betongegenskaper som är av vikt i dricksvattenanläggningar och den potentiella risken för utlakning av farliga ämnen. Denna kartläggning redovisas i kapitel 3.

Genom litteratursökning och genomgång av standarder kartlades även utlakning av ämnen ur betong. Vilka faktorer som påverkar hur mycket och hur snabbt olika ämnen lakas ut ur betong vid kontakt med dricksvatten. Vilka provningsmetoder det finns för

att bestämma utlakning. En litteraturgenomgång av artiklar i vilka resultat från utlakningsförsök redovisas genomfördes. Detta redovisas i kapitel 4.

Sedan startades den experimentella delen av projektet. Sammanlagt nio betongblandningar med sammansättningar med lägre klimatavtryck än en traditionell betong samt två referensbetonger med traditionell sammansättning har provats. I betongerna med lägre klimatavtryck ingick de alternativa bindemedlen mald granulerad masugnsslagg (GGBS) och silikasoft. Det som provats är dels betongegenskaper som konsistens, hållfasthet, vattentäthet och frostbeständighet, dels påverkan på vattnets egenskaper vid utlakning av ämnen ur betongen. Två olika utlakningsmetoder användes. Den experimentella delen av projektet beskrivs i kapitel 5. Samtliga resultat från dessa provningar redovisas i bilaga B.

Parallellt med den experimentella delen som ingick i projektet, genomfördes samma typ av provningar på ytterligare två blandningar som innehöll ca 16 % flygaska. Dessa provningar och de resultat som erhöles finns beskrivna i Bilaga A.

En LCA-analys för de tio betongsammansättningarna som ingick i den experimentella delen i huvudprojektet samt de som beskrivs i bilaga A har genomförts och återfinns i kapitel 6.

En översiktlig beskrivning av olika reparations och infästningsmetoder användbara i dricksvattenanläggningar ges i kapitel 7 tillsammans med de potentiella riskerna för utlakning av farliga ämnen dessa kan innebära.

Slutsatser när det gäller lämpliga sammansättningar har dragits baserat på all den information och alla försöksresultat som inhämtats i de föregående stegen, inklusive försöken i bilaga A. Slutsatserna återfinns i kapitel 8.

Ett uttalat önskemål från uppdragsgivarna var att riktlinjer för hur betong till dricksvattenanläggningar bör specificeras vid upphandling för att erhålla en klimatförbättrad betong utan att dricksvattenkvaliteten äventyras skulle ges. Sådana riktlinjer anges i kapitel 9. I detta ingår också särskilda instruktioner för gjutning och härdning som kan behövas vid användning av alternativa bindemedel.

I rapportens referenslista ingår enbart andra artiklar, rapporter och dylikt, listade i bokstavsordning på första författarnamn. I texten anges referenser med författarnamn eller utgivarens namn och årtal.

När det gäller standarder och metodbeskrivningar anges i texten bara standardens beteckning, med fullständig information i nummerföljd i bilaga C.

1.5 Förkortningar använda i rapporten

I denna rapport har följande speciella akronymer och förkortningar använts:

AEA	Luftporbildare (Air entraining agent)
ASR	Alkalisilikareaktioner
AW347	Arbeitsblatt W347 (DVGW, 2006)
AVCP	System för bedömning och fortlöpande kontroll av prestanda enligt EUs Byggproduktförordning
CEM I	Cement som enligt SS-EN 197-1 innehåller minst 95 % portlandcement-klinker Benämns portlandcement.
CEM I-SAM	Ett CEM I som uppfyller krav för tilläggsbeteckning SR 3 (sulfatresistent) enligt SS-EN 197-1 och som uppfyller krav för tilläggsbeteckning LA (lågalkaliskt) enligt SS134203 och MH (moderat värmeutveckling) enligt SS134202
EKS	Boverkets föreskrifter och allmänna råd om tillämpning av europeiska konstruktionsstandarder (eurokoder); (Grundförfattning BFS 2011:10, senaste ändring BFS 2019 :1 -EKS11)
GGBS	Mald granulerad masugnsslagg (Ground Granulated Blast furnace Slag)
L/TS	Mängd vätska per mängd torrs substans
LVFS	Livsmedelsverkets föreskrifter om ändring i Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten (omtryckt i LIVSFS 2017:2, senast ändrad med LIVSFS 2020:1)
PC-klinker	Portlandcementklinker
v_{ct}	vattencementtal (mängd blandningsvatten per mängd cement i betong)
v_{bt}	vattenbindemedelstal (mängd blandningsvatten per mängd bindemedel i betong)
v_{ct}^{ekv}	ekvivalent vattencementtal (mängd blandningsvatten per mängd cement och mängd alternativt bindemedel * k i betong där k är en effektivitetsfaktor < 1 för det alternativa bindemedlet)

2 Kartläggning av regelverk och praxis

2.1 Krav på dricksvattenkvalitet

EUs dricksvattendirektiv (direktiv 98/83/EG) finns införlivat i Livsmedelsverkets regler i grundförfattningen SLVFS 2001:30 (omtryckt konsoliderad version LIVSFS 2017:2 senast ändrad med LIVSFS 2020:1). I denna anges krav på maxvärden för vad vatten får innehålla när det gäller olika ämnen och krav på vissa andra egenskaper för att anses vara tjänligt som dricksvatten. För vissa parametrar ges också ett gränsvärde för när vattnet kan vara tjänligt men med anmärkning. Vissa värden gäller krav på utgående vatten från anläggning och vissa är krav på dricksvatten hos användaren. I de följande används beteckningen LVFS för denna författning.

Betong är ett i huvudsak oorganiskt material, men kan innehålla små mängder organiska komponenter från kemiska betongtillsatsmedel. Mängden tillsatsmedel i lösning överstiger normalt inte 5 % av cementvikten och torrhalten hos dessa medel är vanligtvis lägre än 50 %. Antar man att cementmängden är 500 kg/m³ betong, viket är ett högt värde (genomsnittsvärde är ca. 350 kg/m³ betong), så motsvarar det ett skattat innehåll av organiska substanser på $500 \cdot 0,05 \cdot 0,5 / 2300 = 0,54$ % av betongens massa (2300 kg är normal vikt för en konstruktionsbetong). Den flygaska som är godkänd för användning i betong i Sverige får inte ha en glödförlust (viktsavgång vid upphettning mellan 105°C och 1000 °C) större än 5 % för att begränsa innehållet obränd kol. Om hela denna viktsavgång orsakas av kol så ger ersättning av 35 % av cement med flygaska ett tillskott av organiska ämnen på $0,35 \cdot 500 \cdot 0,05 / 2300 = 0,38$ % av betongens massa. Enligt önskemål från uppdragsgivarna var det dock inte aktuellt att använda flygaska i de betongsammansättningar för dricksvattenanläggningar som tas fram i detta projekt. Parallellt med projektet har det dock utförts provningar med bindemedel innehållande cirka 16 % flygaska, vilka redovisas i bilaga A.

En sammanställning av parametrar och kravvärden för dricksvatten som kan vara relevanta för dricksvatten levererat från vattenverk i livsmedelsverkets föreskrift ges i tabell 2.1. Eftersom betong är ett oorganiskt material, där endast mycket små halter av organiska ämnen förekommer har oorganiska och mikrobiella parametrar inte tagits med i tabell 2.1. EU har 2020 uppdaterat dricksvattendirektivet (2020/2184) vilket kommer att införas i det svenska regelverket under 2023. De i den angivna värdena är minimivärden som den ansvariga nationella myndigheten kan sänka. Parametervärdena har i den uppdaterats i förhållande till tidigare direktiv. Dessutom anges värden på indikatorparametrar som inte har någon direkt inverkan på folkhälsan, men är viktiga för att fastställa hur installationer för produktion och distribution av dricksvatten fungerar och för att utvärdera vattenkvaliteten och därför bör övervakas. Värdena i det nya direktivet anges också i tabell 2.1. Denna tabell kan ge en uppfattning om vilka ämnen och egenskaper som är kritiska och som man behöver klargöra i vilken mån de kan påverkas av utlakningen från betongen. I det följande avser termen EUs dricksvattendirektiv det uppdaterade direktivet.

Parameter	LVFS Krav på utgående vatten (A) Krav på dricksvatten hos användaren (B)				EUs dricksvattendirektiv ^a	
	Gräns för otjänlig		Gräns för tjänligt med anmärkning		Parameter- värde	Indikator- värde
	A	B	A	B		
pH	(10,5)	10,5		<6,5, >9,5	---	6,5 – 9,5
Smak		Tydlig		Svag	---	Godtagbart
Lukt		Tydlig		Svag	---	Godtagbart
Turbiditet				0,5 FNU, NTU	---	Godtagbart
Konduktivitet				250 mS/m (=2500 µS/cm)		2500 µS/cm
Färg			15 mg/l Pt	30 mg/l Pt		Godtagbart
Antimon (Sb)		5 µg/l			10 µg/l	
Arsenik (As)		10 µg/l			10 µg/l	
Bromat (BrO ₃)		10 µg/l			10 µg/l	
Bor (B)	1,0 mg/l				1,5 mg/l	
Kadmium (Cd)		5,0 µg/l			5,0 µg/l	
Krom (Cr)		50 µg/l			25 µg/l	
Koppar (Cu)		2,0 mg/l		0,2 mg/l	2,0 mg/l	
Fluorid (F)		1,5 mg/l			1,5 mg/l	
Bly (Pb)		5 µg/l			5 µg/l	
Kvicksilver (Hg)		1,0 µg/l			1,0 µg/l	
Nickel (Ni)		20 mg/l			20 mg/l	
Uran (U)	30 µg/l				30 µg/l	
Klor (Cl)	250 µg/l		400 µg/l			250 µg/l
Tallium (Tl)	200 µg/l				----	----
Selen (Se)		10 µg/l			20 µg/l	
Järn (Fe)			100 µg/l	200 µg/l		200 µg/l
Aluminium (Al)				100 µg/l		200 µg/l
Mangan (Mn)				50 mg/l		50 mg/l
Kalcium (Ca)				100 mg/l	----	----
Klorid				100 mg/l		250 mg/l
Magnesium (Mg)				30 mg/l	----	----
Natrium (Na)				100 mg/l		200 mg/l
Sulfat				100 mg/l		250 mg/l
Klorat (ClO ₃)					0,25 mg/l	
Klorit					0,25 mg/l	

^a Detta direktiv är i mars 2022 inte infört i svensk lagstiftning, och de i direktivet angivna värdena är minimivärden som kan sänkas vid det nationella införandet av den ansvariga nationella myndigheten, som är Livsmedelsverket.

I Livsmedelsverkets vägledning till LVFS kan man därutöver läsa:

”Inga gränsvärdeslistor är kompletta. Det är bara de oftast förekommande farorna som hanteras med hjälp av gränsvärden. Nya faror kan tillkomma och risker omvärderas kontinuerligt. Därför innehåller SLVFS 2001:30 ett generellt krav som innebär att dricksvattnet inte får innehålla några mikroorganismer eller ämnen som kan utgöra en oacceptabelt stor risk för människors hälsa. Det generella kravet att dricksvattnet ska vara hälsosamt och rent gäller oberoende av om alla specifika kvalitetskrav i föreskrifterna är uppfyllda eller inte.”

Tabell 2.1

Krav på vissa parametrar i dricksvatten från ett vattenverk enligt LVFS och EUs dricksvattendirektiv.

2.2 Krav på material i kontakt med dricksvatten

Enligt EUs dricksvattendirektiv ska positivlistor upprättas för material i kontakt med dricksvatten. Det ska då finnas listor för organiska material, cementbaserade material, metalliska material, emaljer och andra oorganiska material. De första europeiska listorna ska vara framtagna i januari 2025. I januari 2024 ska provningsmetoder och gränsvärden för att föra upp material på listorna vara framtagna. Endast material som finns med på dessa listor får sedan användas i konstruktioner i kontakt med dricksvatten. Fram tills sådana listor är fastställda gäller nationella regler, till exempel nationella positivlistor, för material i kontakt med dricksvatten.

I Sverige finns i mars 2022 inga specifika regler eller listor för material i kontakt med dricksvatten.

I Tyskland gav Deutscher Verein des Gas-und Wasserfaches 2006 ut Arbeitsblatt W 347 (DVWG, 2006) som innehåller en positivlista för utgångsmaterial till cementbundna produkter och en särskild provningsmetod och gränsvärden som gäller för olika tillämpningar. Cement enligt SS-EN 197-1 godtas allmänt. Övriga bindemedel som ingår i positivlistan är flygaska som uppfyller SS-EN 450-1, silikastoft godkänt av Deutsches Institut für Bautechnik (DIBt), naturliga puzzolaner och härdat stenmjöl godkänt av DIBt. Mald granulerad masugnsslagg som uppfyller SS-EN 15167-1 finns ej med på listan och har heller inget allmänt godkännande och inte heller silikastoft som uppfyller SS-EN 13263-1. Cement enligt SS-EN 197-1 som innehåller granulerad masugnsslagg är dock allmänt godkända. När det gäller organiska tillsatsmedel finns många med på positivlistan, som lignosulfonater, melaminsulfonater, naftalensulfonater, citronsyra, vinsyra, socker och sockerderivat, myrsyra, naturliga hartser, stearat, cellulosaeater och stärkelseeter.

Även om man utgår från positivlistan vid sammansättningen av betongen ska slutprodukten dock provas med provningsmetoden för utlakning i AW347 som beskrivs i avsnitt 4.2.5. Dock behöver bara vissa parametrar kontrolleras vid provningen; turbiditet, färg, lukt, smak, tendens till skumbildning samt innehåll av arsenik, bly, kadmium, krom och nickel i utlakningsvattnet och litium om tillsatsmedel som innehåller litium används. De mikrobiologiska parametrarna ska också kontrolleras om organiska ämnen ingår. Om cementet inte innehåller mer än nedan angivna halter behöver inte heller innehåll i lakvattnet av respektive ämne kontrolleras.

- Arsenik 0,01 mass-% = 100 mg/kg
- Kadmium 0,001 mass-% = 10 mg/kg
- Krom 0,05 mass-% = 500 mg/kg
- Nickel 0,05 mass-% = 500 mg/kg
- Bly 0,05 mass-% = 500 mg/kg

I Storbritannien godkänner Drinking Water Inspectorate specifika produkter (produkt-namn och tillverkare) för användning i kontakt med dricksvatten.

2.3 Vilka ämnen bör studeras närmare?

Cement som huvudsakligen består av PC-klinker (CEM I enligt SS-EN 197-1) har använts under lång tid i dricksvattenanläggningar i Sverige och kan därmed anses ha ett allmänt godkännande. Användning av organiska tillsatsmedel, som är snarare regel än undantag i modern betong, har heller inte ifrågasatts. I den klimatförbättrade betong som föreslås i detta projekt byts en del av CEM I ut mot mald granulerad masugnsslagg (i fortsättningen benämnd GGBS vilken är en etablerad förkortning av den engelska benämningen ground granulated blast furnace slag) och silikastoft. De ämnen som i första hand bör studeras är alltså ämnen som förekommer i större mängder i GGBS och silikastoft än i CEM I,

och finns med i tabell 2.1. Det kan också vara viktigt att undersöka om ersättning av PC-klinker med GGBS eller silikastoft påverkar stabiliteten hos de kemiska föreningarna i den hårdnade betongen, och gör vissa ämnen mer lösliga eller tvärtom.

Typisk kemisk sammansättning när det gäller huvudbeståndsdelar för CEM I, GGBS och silikastoft visas i tabell 2.2. Data i tabellen är baserade på (Svensk Byggtjänst, 2017), (ACI, 2003), (ACI, 2006), (Hjort, 1982), (Lang, 2002) och (Locher, 2006)

Ämne	CEM I	GGBS		Silikastoft	
		Svensk & finsk	Tysk	Från framställning av	
				kiselmetall	ferrokisel
CaO	60-70	30,7-39,8	34,6-42,5	0,08-0,30	0,2-0,7
SiO ₂	17-25	30,7-37,0	33,5-39,5	90-98	86-92
MgO	0-4	9,8-17,3	6,3-12,4	0,2-0,9	01-3,5
MnO	Ingen uppg.	0,06-0,62	0,09-0,53	Ingen uppg.	Ingen uppg.
TiO ₂	Ingen uppg.	1,71-3,21	0,43-2,45	Ingen uppg.	Ingen uppg.
Al ₂ O ₃	2-8	8,3-13,1	10,1-15,3	0,1-0,4	0,2-0,6
Fe ₂ O ₃	0-6	Ingen uppg.	Ingen uppg.	0,02-0,15	0,3-3
Na ₂ O	0,2-1,5	0,8-1,9	0,3-1,6	0,02-0,4	0,1-0,8
K ₂ O				0,2-0,7	1-3,5
S	Ingen uppg.	1,2-1,39	0,68-1,46	0,1-0,3	0,2-0,4
C	Ingen uppg.	Ingen uppg.	Ingen uppg.	0,2-3	0,8-3

Av de primära beståndsdelarna är det bara SiO₂, MgO och Al₂O₃ som förekommer i större mängd i GGBS än i CEM I samt eventuellt små mängder av MnO och TiO₂. Av dessa ämnen finns det indikatorvärde för aluminium och mangan i EUs dricksvattendirektiv, och gräns för otjänligt med anmärkning i LVFS och indikatorvärde i dricksvattendirektivet för sulfat.

Vad gäller innehåll av tungmetaller (spårämnen) skiljer sig inte tillsatsmaterial nämnvärt från CEM I. Exempel på innehåll av spårämnen i CEM I och GGBS ges i tabell 2.3, som baseras på (Achternbosch, et al., 2003). Innehållet av tungmetaller i cement och tillsatsmaterial är dock beroende av råmaterialen och värdena i tabell 2.3 ska bara ses som en indikation. Tungmetallerna är för det mesta hårt bundna i hydratiseringsprodukter, och det har påvisats att mindre än 1 % kan lakas ut (Marion, et al., 2005).

Tabell 2.2

Typisk sammansättning av primära beståndsdelar i CEM I, GGBS och silikastoft i %.

Ämne	CEM I	GGBS
Arsenik (As)	8	0,8
Kadmium (Cd)	0,6	0,7
Kobolt (Co)	11	4
Krom (Cr)	40	25
Koppar (Cu)	25	5,2
Kvicksilver (Hg)	0,3	0,6
Mangan (Mn)	680	3500
Nickel (Ni)	24	5
Bly (Pb)	27	6
Antimon (Sb)	6	2
Tenn (Sn)	4,6	5
Tallium (Tl)	0,6	0,7
Vanadin (V)	56	30
Zink (Zn)	140	38

Tabell 2.3

Exempel på innehåll av spårämnen i CEM I och GGBS i mg/kg.

Enligt värdena i tabell 2.3 är det enbart halten av mangan som är avsevärt högre i GGBS än i CEM I. För detta finns inga gränsvärden i LVFS men ett indikatorvärde EUs dricksvattendirektiv. Halterna av arsenik, kadmium, krom, nickel och bly når inte upp till värden som gör att utlakningen måste provas enligt AV347.

Ämne	Totalinnehåll SS-EN 13656 mg/kg			Kvot mellan utlakning och totalinnehåll medelvärden, i %	
	Medel	Min	Max	Skaktest SS-EN 12457-3	Perkolationstest SIS-CEN/TS 14405
Arsenik (As)	9,87	0,25	120	0,12	< 0,046
Barium (Ba)	415	8,8	900	0,01	< 0,042
Kadmium (Cd)	0,36	0,2	0,8	(<1,5)	(<3,3)
Kobolt (Co)	44,3	3,2	110	< 0,004	< 0,06
Krom (Cr)	43,0	6,6	170	< 0,19	< 0,12
Koppar (Cu)	26,7	3,8	96,3	< 0,19	< 0,38
Kvicksilver (Hg)	0,0044	0,002	0,01	---	--
Mangan (Mn)	1030	200	2350	< 0,014	< 0,02
Molybden (Mo)	2,05	1	7,1	(<4,9)	(<4,5)
Nickel (Ni)	19,8	4	60,3	< 0,26	< 0,76
Bly (Pb)	21,3	1,5	71	< 0,06	< 0,05
Antimon (Sb)	0,66	0,2	1,6	(< 1,1)	(< 3,1)
Selen (Se)	5,0	0,35			
Tenn (Sn)	4,27			< 0,13	< 1,2
Wolfram (W)	204			< 0,004	< 0,007
Zink (Zn)	70,0			< 0,008	< 0,71

Tabell 2.4

Totalinnehåll (medel, max och min) av metaller i svenskt ballastmaterial i mg/kg (RVF, 2006).

Cirka två tredjedelar av en betongvolym består av ballast med partikelstorlekar från < 0,0001 mm upp till vanligtvis cirka 20 mm. De finare fraktionerna består vanligtvis av naturgrus och de grövre av krossat bergmaterial. Ballasten betraktas som inert, men även dessa material kan innehålla spårämnen vilka skulle kunna lakas ut, i synnerhet om de förekommer i de allra minsta ballastpartiklarna och i material som krossats. Värden på totalinnehåll av metaller från 23 naturballastmaterial som representerar

den ballast som förekommer i Sverige har bestämts enligt SS-EN 13656 i RVF rapport 2006:6 (RVF, 2006) och återges i tabell 2.4 Utlakning bestämd med skaktest (se 4.2.3) och med perkolationstest (se 4.2.4). Totalinnehåll (medelvärde) samt kvoten mellan utlakning och totalinnehåll bestämd med de båda utlakningsmetoderna återges i Tabell 2.4. Halterna i lakvattnet är i 72 % av proverna så låg att de låg under bestämbarhetsgränsen. Majoriteten av dess låg dessutom under detektionsgränsen, d.v.s. det är omöjligt att bestämma om ämnet i fråga finns i lakvattnet. I vissa fall kan kvoten för ämnena enbart uppskattas (värden inom parentes). En jämförelse med gränsvärden för dricksvatten enligt LVFS ger vid handen att lakvattnet (ursprungligen avjoniserat vatten) från de 23 materialen i de flesta fall kan anses drickbart direkt efter filtrering. Undantag är dock kvicksilver och fluorid. När det gäller kvicksilver beror detta på att bestämbarhetsgräsen ligger högre än kravgränsen. När det gäller fluorid ger sex bergsprover högre halt fluorid i lakvattnet vid någon eller båda av laktesterna än kravgränsen i LVFS.

I RVF rapport 2006:6 bestämdes även utlakning av anjoner med skaktest och perkolationstest. Uppmätta värden ges i tabell 2.5.

Ämne	Utlakning, mg/kg fast material (L/S=10)	
	Skaktest SS-EN 12457-3	Perkolationstest SIS-CEN/TS 14405
Klorid	< 50	< 50
Fluorid	<30	< 20
Sulfat	< 130	< 250
Nitrat	< 250	< 50
Fosfat	< 250	< 10

Tabell 2.5

Uppmätta värden för utlakning av anjoner ur 23 olika svenska ballastmaterial (RVF, 2006).

Av dessa finns det bar gränsvärden för fluorid och sulfat i LVFS och i dricksvattendirektivet. Omräknat till mg/l i utlakningsvätskan blir fluoridvärdet < 3 mg/l vilket är dubbelt så högt som gränsvärdet enligt LVFS (1,5 mg/l). Sulfatvärdet blir däremot betydligt lägre (< 25 mg/l) än gränsvärdet för tjänligt med anmärkning i LVFS (100 mg/l).

I tabell 2.6 sammanfattas krav på ämnen som är reglerade i LVFS och EUs dricksvattendirektiv samt AW347 för cementbaserade produkter i kontakt med dricksvatten. Dessutom anges i den sista kolumnen i vilken mån GGBS normalt innehåller mer av dessa ämnen än vad PC-klinker gör, som är det som traditionellt använts i dricksvattenanläggningar.

Om man utgår från de ämnen som ska kontrolleras enligt AW347 för cementbaserade material i kontakt med dricksvatten, så förekommer de normalt inte i högre grad i GGBS än i PC-klinker, vilket gör att det inte borde innebära några olägenheter för dricksvatten att ersätta CEM I med GGBS. Halten av dessa ämnen bör naturligtvis kontrolleras i de material som ska användas.

Endast ett av de ämnen som förekommer i högre grad i GGBS än i CEM I har ett gränsvärde för otjänligt i LVFS, de två andra (mangan och aluminium) regleras inte alls i LVFS men har indikatorvärden i EUs nya dricksvattendirektiv. Sulfathalten kan också vara intressant, då det finns gränsvärde för tjänligt med anmärkning i LVFS och indikatorvärde i EUs dricksvattendirektiv för detta ämne.

	Gräns för otjänligt (T) gräns för tjänligt med anmärkning (TA) LVFS	Parametervärde (P) /Indikatorvärde (I) EU-direktiv 2020/2184	Krav på kontroll i AW347 för cementbaserade produkter i kontakt med dricksvatten.	Högre halt i GGBS än i CEM I
Antimon (Sb)	T	P		Nej
Arsenik (As)	T	P	Ja*	Nej
Bromat (BrO ₃)	T	P		Ingen uppg.
Bor (B)	T	P		Ingen uppg.
Kadmium (Cd)	T	P	Ja*	Nej
Krom (Cr)	T	P	Ja*	Nej
Koppar (Cu)	T/TA	P		Nej
Fluorid (F)	T	P		Ingen uppg.
Bly (Pb)	T	P	Ja*	Nej
Kvicksilver (Hg)	T	P		Ja
Nickel (Ni)	T	P	Ja*	Nej
Uran (U)	T	P		Ingen uppg.
Klor (Cl)	T/TA	I		Ingen uppg.
Tallium (Tl)	T	--		Nej
Selen (Se)	T	P		Ingen uppg.
Järn (Fe)	TA	I		Ingen uppg.
Aluminium (Al)	TA	I		Ja
Mangan (Mn)	TA	I		Ja
Magnesium (Mg)	TA	I		Ja
Natrium (Na)	TA	I		Ingen uppg.
Kalcium (Ca)	TA	--		Nej
Klorid (Cl ⁻)	TA	--		Ingen uppg.
Sulfat	TA	I		Eventuellt
Klorat (ClO ₃)	--	P		Ingen uppg.
Klorit	--	P		Ingen uppg.

* Behöver ej bestämmas om halten i det fasta materialet understiger ett visst värde

2.4 Relation mellan anläggningsdata och mätdata på utlakning

Utlakningen är beroende av förhållandet mellan betongyta och vattenvolym som den utsätts för och genomströmningen av vatten. Ett exempel på data när det gäller yta i kontakt med vatten, vattenvolym och uppehållstid i en typisk vattenanläggning i Sverige ges i tabell 2.7. Uppgifterna i tabell 2.7 kommer från de anläggningsägare som varit involverade i projektet.

Sammanlagd exponering i en dricksvattenanläggning med data enligt tabell 2.7 med långsamfilter blir 68,4 m²/m³*h. Utan långsamfilter blir den 62,4 m²/m³*h.

Utlakningen mäts i detta projekt främst med den monolitiska metod som beskrivs i 4.2.2. Exponeringen vid utlakningen, mätt på samma sätt som för vattenanläggningen i tabell 2.7 visas i tabell 2.8.

Tabell 2.6

Sammanfattning av krav när det gäller ämnen i dricksvatten och i cementbaserade material i kontakt med dricksvatten, samt i vilken mån GGBS innehåller högre halter av dessa ämnen än CEM I.

	Total yta i kontakt med vatten	Volym	Uppehållstid	Exponering ^{a)}
	m ²	m ³	h	m ² /m ³ *h
Flockningskamrar	3533	3110	0,62	0,71
Sedimentering	11466	21840	2,29	2,29
Sandfilter	2099	1780	0,36	0,42
Långsamfilter ^{b)}	42240	62200	8,9	6,0
Ledning 10 km	25133	5027	6,95	34
Reservoar	5445	18000	80	24

a) Exponering = yta/volym*uppehållstid

b) Förekommer bara i vissa anläggningar

Tabell 2.7

Typiska värden på kontaktyta, vattenvolymer och uppehållstid för svenska dricksvattenanläggningar.

	Total yta i kontakt med vatten	Volym	Uppehållstid	Exponering ^{a)}	Ackumulerad exponering	Ackumulerad exponering/exp. i vattenanläggning ^{b)}
	m ²	m ³	h	m ² /m ³ *h	m ² /m ³ *h	
Steg 1	0,06	0,048	6	75	75	1,1
Steg 2	0,06	0,048	18	225	300	4,4
Steg 3	0,06	0,048	30	375	675	9,9
Steg 4	0,06	0,048	42	525	1200	17,6
Steg 5	0,06	0,048	120	1500	2700	40
Steg 6	0,06	0,048	168	2100	4800	70
Steg 7	0,06	0,048	480	6000	10800	158
Steg 8	0,06	0,048	672	8400	19200	280

a) Exponering = yta/volym*uppehållstid

b) 68,4 m²/m³*h

Tabell 2.8

Exponering vid det monolitiska utlakningsförsöken.

Utlakningsförsöken med monolitisk utlakning motsvarar alltså en nära ca 280 gånger högre total exponering än i en typisk dricksvattenanläggning. Även om de typiska värdena räknas upp med 50 % för att motsvara någon sorts värsta fall, så blir den totala exponeringen 190 gånger högre vid utlakningsprovet än i dricksvattenanläggningen. En skillnad mellan utlakning i en verklig anläggning och med den monolitiska metoden är att i en dricksvattenanläggning är vattnet i rörelse, medan förhållandena i mätmetoden är statiska i varje steg. Rörelsen påverkar vätskans sammansättning i kontaktytan med betongen, vilket leder till en snabbare utlakning, ju mer rörelse desto högre utlakningshastighet. En fördubbling av utlakningshastigheten i en verklig anläggning i förhållande till i den monolitiska metoden bör inte underskatta denna skillnad. Med relativt god säkerhet skulle man alltså kunna räkna med en utspädningsfaktor på 100 ggr på totalvärdena framtagna i utlakningsförsöken för att komma fram till påverkan på dricksvattnet i en dricksvattenanläggning.

Vid det första vätskebytet är dock exponeringen bara 72 m²/m³*h, alltså på ungefär samma nivå som i den typiska dricksvattenanläggningen. Det innebär att när en nygjuten betongyta utsätts för vatten kan det momentant initialt ge högre värden i vattnet i de fall utlakningsförsöken visar på en hög utlakning i ett tidigt skede av utlakningsprocessen. För att detta ska få en avgörande inverkan på en anläggning förutsätts att i princip hela anläggningen är nygjuten när den först utsätts för vatten. Det troliga är väl dock att man när en ny anläggning tas i bruk inte direkt levererar ut det första vattnet som kommer från anläggningen till kunder, utan att det sker en intrimning av dricksvattenproduktionen med kontroll av gränsvärden under en tidsperiod som är tillräckligt lång för att överbrygga den förhöjda initiala utlakningen. Enligt uppgift från verksägare är

det brukligt att avsätta ungefär en vecka för en sådan intrimning, vilket väl täcker in denna kritiska period.

De enskilda delar av vattenanläggningen som bidrar mest till exponeringen är ledningar och reservoarer. För reservoaren beror detta dock på lång uppehållstid, vilket gör att den momentana initiala utlakningen under de första timmarna inte på ett realistiskt sätt återspeglar dess bidrag till dricksvattenkvaliteten. När det gäller ledningarna är det dock liten vattenvolym i förhållande till stor yta som ger en hög exponering. Upphållstiden i dessa är ungefär densamma som i det första steget i utlakningsprovet. Det innebär att dricksvattenkvaliteten kan påverkas momentant när ett nytt komplett ledningssystem av betongrör exponeras för vatten. Denna exponering utgör ungefär hälften av den totala exponeringen i dricksvattenanläggningen.

När det gäller mätvärden för med skakmetoden SS-EN 12457-3 så anges de i förhållande till provets torrsubstansvikt (L/TS) inte till provets yta. 1 m³ av betong har en torrsubstansvikt på ca 2200 kg. Sådant material krossas ner till ett material med största kornstorlek på 4 mm. Om man antar att medelkornstorleken är 2,5 mm så får en m³ betong en yta på 2400 m². Exponeringen vid skakmetoden under dessa beräkningsförutsättningar visas i tabell 2.9. I detta fall hålls vattnet vid skaktestet i rörelse hela tiden och dessutom i högre grad än genomsnittligt i den verkliga konstruktionen, vilket gör att för värdena från skaktest bör en utspädningsfaktor på 40 för L/TS=2 och 80 för L/TS=10 kunna användas.

	Total yta i kontakt med vatten	Volym	Upphållstid	Exponering ^{a)}	Akkumulerad exponering	Akkumulerad exponering/exp. i vattenanläggning ^{b)}
	m ²	m ³	h	m ² /m ³ *h	m ² /m ³ *h	
Steg 1	2400	4,4	6	3273	3273	48
Steg 2	2400	17,6	18	2455	5727	84

^{a)} Exponering = yta/volym*uppehållstid

^{b)} 68,4 m²/m³*h

Tabell 2.9

Exponering vid utlakningsförsök enligt SS-EN 12457-3.

2.5 Andra specifika krav på betong i dricksvattenanläggningar

2.5.1 Bärförmåga och stadga

Som på alla bärande konstruktioner ställs krav på tillräcklig bärförmåga hos konstruktionerna för att klara de laster de utsätts för. Detta säkerställs genom en dimensionering enligt de regler som finns för bärande konstruktioner i Sverige. De som gäller för dessa typer av konstruktioner är Boverkets föreskrifter och allmänna råd om användning av europeiska konstruktionsstandarder, EKS (Grundförfattning BFS 2011:10, senaste ändring BFS 2019 :1 -EKS11), som ger nationella tillämpningsregler för de europeiska beräkningsstandarderna, eurokoderna. Eurokoderna utgörs av ett sextiotial standarder i standardserien SS-EN 1990 till SS-EN 1999. Dimensionering av betongkonstruktioner utgår från ett antal materialparametrar, som bland annat betongens tryckhållfasthet, draghållfasthet, elasticitetsmodul, krympning (längdförändring vid torkning) och krypning (fortgående längdförändring vid belastning) och de belastningar konstruktionen förväntas utsättas för. När konstruktionen väl har uppnått avsedd bärförmåga är förmågan att upprätthålla minst denna nivå i den miljö den är placerad, med underhåll men utan dyrbara reparationer runder konstruktionens avsedda livslängd, av stor vikt.

2.5.2 Vattentäthet, motstånd mot vatteninträngning

När det gäller anläggningar som ska hålla vatten är vikten av konstruktionens vattentäthet, uppenbar. Dels bör själva betongmaterialet inte släppa igenom vatten, men det är

också av vikt att konstruktionen utformas så att det inte bildas genomgående sprickor, genom vilka vatten kan läcka ut.

I betong finns alltid en viss mängd porer, och att betongmaterialet ska var fullständig vattentätt är inte målet. Det gäller att motståndet mot vattengenomträngning hos betongen ska vara så stort att om man utsätter den ytan av ett betongskikt för ett visst vattentryck, så ska det inte orsaka att motstående yta hos betongskiktet upplevs fuktig. Detta uppnås om genomgående kapillärporerna blockeras och åtskiljs från varandra. Motståndet mot vatteninträngning är alltså beroende av porstrukturen. Porstrukturen utvecklas med tiden från gjutning och påverkas, utöver av tiden från gjutning, bland annat av vilken typ av bindemedel som används och fuktillståndet i omgivningen. I en vanlig CEM I-betong kan aldrig "vattentäthet" uppnås om vct (vattenmängd per cementmängd) i betongen är över 0,64. Man ska dock var medveten om att all betong, även om ålder och sammansättning garanterar att det inte finns genomgående kapillärporer, släpper igenom mycket små mängder av vätska genom diffusion.

Motstånd mot vatteninträngning kan anges endera genom att hänvisa till en provningsmetod (till exempel SS-EN 12390-8), eller genom att ange sammansättningskrav på betongen. I den svenska tillämpningsstandarden SS137003 vidareutvecklas detta genom att ange att motstånd mot vatteninträngning kan anses var uppfyllt om betongens vct är högst 0,60 och vikten av vatten i betongmassan är högst 0,5 gånger den sammanlagda vikten av cement, tillsatsmaterial och ballast med kornstorlek < 0,25 mm. Där anges också att för betongkonstruktioner som utsätts för ensidigt vattentryck eller då krav ställs på att inläckning av vatten inte får förekomma kan andra och kompletterande krav tillkomma, se exempelvis SS-EN 1992-3.

För att förhindra läckage av vatten i en konstruktion utsatt för vattentryck på en sida räcker det inte med att själva betongen har ett högt motstånd mot vatteninträngning. Det är också nödvändigt att begränsa förekomst av genomgående sprickor i konstruktionen.

Sprickor i betongkonstruktioner kan uppstå av flera orsaker. Temperatursprickor kan uppstå i tidig ålder på grund av att bindemedlet utvecklar värme vilket ger skillnader i temperatur mellan olika delar av konstruktionen och risk för sprickbildning. Denna risk är störst i massiva konstruktioner med viss tjocklek. Risken kan minskas genom användning av bindemedel med så låg tidig värmeutveckling som möjligt.

Sprickor kan också bero på att betong krymper när den torkar från det fuktmättade tillståndet som betongen har direkt efter gjutning till att hamna i jämvikt med en betydligt torrare omgivning i bruksskedet. Av den anledningen undviker man alltför långa gjutetapper av betong som inte kan krympa fritt, till exempel plattor på oaftergivliga underlag. Fenomenet krympsprickor är särskilt påtagligt för betongkonstruktioner i uppvärmda inomhusutrymmen, där den relativa fuktigheten är låg.

Belastning av betongkonstruktioner kan också leda till sprickbildning. För att minimera sprickförekomst och begränsa sprickornas vidd är det nödvändigt att dimensionera betongkonstruktioner enligt de regler som gäller enligt eurokoderna och de svenska tillämpningsreglerna (EKS) med avseende på sprickbegränsning.

Utöver adekvat dimensionering är det också viktigt att konstruktionen utformas på ett lämpligt sätt så att det inte uppstår svaghetspunkter där sprickor lätt uppstår och sedan kan breda ut sig (sprickanvisningar).

I SS-EN 1992-3 finner man en klassificering av vattenbehållare med avseende på risk för inläckning, täthetsklasser, se tabell 2.10.

Täthetsklass	Krav med avseende på läckage *
0	Något läckage accepteras, eller läckage är irrelevant.
1	Läckage ska begränsas till små mängder. Några små eller begränsade fuktfläckar på ytan accepteras.
2	Läckaget ska vara minimalt. Inga synliga fuktfläckar får finnas.
3	Inget läckage accepteras.

* All betong släpper igenom små mängder av vätska genom diffusion.

Tabell 2.10

Klassificering av betongkonstruktioner i täthetsklasser enligt SS-EN 1992-3.

Vilka åtgärder som krävs för att uppfylla täthetskraven i respektive täthetsklass anges också:

Täthetsklass 0	Begränsning av sprickbredd enligt SS-EN 1992-1-1 med nationella krav enligt EKS.
Täthetsklass 1	Sprickbredd hos genomgående sprickor ska begränsas till wk1, som är beroende av kvoten mellan det hydrostatiska trycket och vattenbehållarens vägg tjocklek, och ligger mellan 0,05 och 0,20 mm. Osprucken del av betongen dimensioneras med avseende på sprickbredd enligt SS-EN 1992-1-1 med nationella krav enligt EKS.
Täthetsklass 2	Genomgående sprickor accepteras inte, såvida inte särskilda åtgärder (vattentätande skikt eller remsor) vidtagits.
Täthetsklass 3	Allmänt krävs speciella åtgärder som vattentätande skikt eller förspänning för att uppnå vattentätning.

När det gäller de nationella grundkraven på sprickvidd i EKS (som ska vara uppfyllda för täthetsklass 0) så beror tillåten sprickvidd för en betongkonstruktion på avsedd livslängd och vilken omgivningsmiljö konstruktionen utsätts för (exponeringsklass). Dessa sprickvidder är främst till för att säkerställa att armeringen inte korroderar på grund av instängning av klorider eller korrosion, och hur korrosionskänslig armeringen är spelar också in. Tillåten sprickvidd varierar mellan 0,10 mm (livslängd 100 år, fuktig miljö med salt, korrosionskänslig armering) och inget krav alls när angreppen är väldigt milda och livslängden låg. För en dricksvattenanläggning med vanlig slakarmering utomhus (exponeringsklass XC4) är tillåten sprickvidd 0,40 mm om avsedd livslängd är 50 år och 0,30 mm om avsedd livslängd är 100 år.

2.5.3 Beständighet

När konstruktionen väl har uppnått avsedd prestanda, som bärförmåga och vattentäthet, är förmågan att upprätthålla dessa egenskaper på en acceptabel nivå i den miljö den är placerad under den avsedda livslängden av stor vikt. Vanligtvis brukar man då förutsetta att prestandan ska vara acceptabel med normalt med underhåll, men utan dyrbara reparationer under den avsedda livslängden. Denna förmåga benämns beständighet.

- Eventuell nedbrytning av betong och betongkonstruktioner brukar relateras till några viktiga angreppsmekanismer:
- Korrosion av armering orsakad av karbonatisering eller kloridinträngning
- Nedbrytning av betong på grund av frostangrepp - med eller utan salt
- Kemiskt angrepp av betongaggressiva ämnen
- Svällande alkalisilikareaktioner (ASR) mellan kiseldioxid i ballast och alkalier från cement

Utöver att armeringsstålet förstörs av korrosion, så orsakar svällande korrosionsprodukter att betongtäcksiktet över armeringen flagar av eller sprickbildning i konstruktionen. Synergieffekter kan också uppstå mellan dessa mekanismer. Man ser exempelvis ofta att

om det uppstått sprickbildning på grund av ASR så ökar det risken för frostsprängning orsakad av vatten i sprickorna.

Om en betong ständigt är utsatt för neutralt dricksvatten, som dessutom strömmar genom anläggningen, sker en viss utlakning av ämnen ur betongytan. Utöver att påverka vattnet så innebär det att viktiga komponenter ur den härdade betongen lakas ur så att sammansättningen i betongytan förändras. Utlakning av kalcium, natrium och kalium leder till att pH-nivån sänks vilket kan öka risken för korrosion, utöver den inverkan som karbonatisering och klorider har.

Hur betong ska sammansättas och betongkonstruktioner ska utformas (val av täckande betongskikt för att undvika korrosion) i olika miljöer för att minimera risken för nedbrytning av dessa mekanismer beskrivs i den svenska tillämpningsstandarden SS137003. Dessa regler baseras på lång erfarenhet av användning av ren CEM I-betong i anläggningar i Sverige. När det gäller hur relevanta dessa är när andra bindemedel används är inte lika väl dokumenterat.

Det är därför av vikt att i detta projekt klargöra inverkan av alternativa bindemedel som används för att erhålla en klimatförbättrad betong på de olika typerna av beständighet som kan vara relevanta för dricksvattenanläggningar.

2.6 Betongtyper använda i dricksvattenanläggningar idag i Sverige och i omvärlden

PC-klinker är huvudbeståndsdelen i de flesta cement som förekommer på marknaden. Sedan 1980-talet har i Sverige en cementtyp med ca 95 % PC-klinker som är lågalkalisk, sulfatresistent och har begränsad värmeutveckling använts i anläggningskonstruktioner, bland annat för att det dessutom påvisats ha bättre frostbeständighet än andra cement. Denna cementtyp saluförs i Sverige under benämningarna Anläggningscement eller Infracement. I det följande används beteckningen CEM I-SAM för denna cementtyp. Den begränsade värmeutvecklingen minskar risken för temperatursprickor i massiva anläggningskonstruktioner. Den låga alkaliteten minskar risken för skadliga alkalisilikareaktioner mellan ballast och alkalier i cementet, som företrädesvis kan uppträda i fuktig betong. Erfarenheterna med denna cementtyp är goda, och har minskat förekomst av beständighetsproblem och underhållskostnader i anläggningskonstruktioner.

I Tyskland har der Deutschen Vereinigung des Gas- und Wasserfaches gett ut omfattande riktlinjer i en serie arbetsblad (Arbeitsblatt W 300) som omfattar olika aspekter av planläggning, utformning, underhåll m. fl. för betong till dricksvattenbehållare. De bygger på de allmänna tyska reglerna för betongkonstruktioner (EN 1992-1-1, DIN 1045-2) men man har även definierat en särskild exponeringsklass (XTWB) för detta ändamål, och lagt till ytterligare specifikationer. Enligt AW347 som inriktas på material i kontakt med dricksvatten finns det ett allmänt godkännande för alla cement enligt SS-EN 197-1 (även blandcement med GGBS), för flygaska enligt SS-EN 450-1 och silikastoft enligt SS-EN 13263 med särskilt tyskt godkännande. Däremot inte för GGBS som tillsatsmaterial enligt SS-EN 15167-1.

I den norska dricksvattenföreskriften finns bara ett generellt krav att material i kontakt med dricksvatten inte ska förorena eller försämra dricksvattnet. Det är vattenverksanläggarnas ansvar att se till att detta uppfylls. Enligt uppgift finns det i Norge ingen speciell skepsis mot att använda flygaska i betong för vattenanläggningar, och materialet särbehandlas inte i förhållande till andra möjliga delmaterial i betong för vattenverk. Arbete med att ta fram positivlistor för både material och produkter som dricksvattendirektivet förutsätter pågår.

I de övriga länderna i Norden och i många övriga länder inom Europa är situation i dagsläget (mars 2022) ungefär densamma som i Norge.

3 Klimatförätrrad betong

Målet med detta kapitel är att beskriva alternativa bindemedel som syftar till att minska klimatpåverkan med bibehållen teknisk prestanda samt deras förekomst och påverkan på betongens egenskaper i kontakt med dricksvatten.

3.1 Klimatförbättring av betong genom användning av alternativa bindemedel

Vid tillverkning av PC-klinker bränns främst lera och kalksten, varvid koldioxid frigörs och slutprodukten blir kemiska föreningar som reagerar med vatten och hårdnar även under vatten, d.v.s. det är ett hydrauliskt bindemedel. Koldioxiden, om den släpps ut i atmosfären, innebär dock en negativ påverkan på klimatet.

För att tillverka en kubikmeterbetong med lämpliga egenskaper för anläggningskonstruktioner krävs ca 360 kg hydrauliskt bindemedel, vilket traditionellt i Sverige utgjorts av CEM I-SAM. För att minska koldioxidutsläppen relaterade till betongtillverkning strävar man efter att minska mängden PC-klinker i bindemedlet. Det sker genom att ersätta en viss del av PC-klinker med andra material, som har en kemisk sammansättning som liknar PC-klinker eller vissa delar av det och som kan bidra till hållfastheten utan att försämra betongens beständighet. Sedan senare delen av 1900-talet har man kartlagt effekterna av att använda andra material vilka från början utgjorts av avfallsprodukter från annan industriell verksamhet som ersättning för PC-klinker, till att börja med för att bli av med ett avfallsproblem. De tre materialen som man har mest kunskap om när det gäller hur de kan användas och deras inverkan på betongens egenskaper och beständighet är GGBS från ståltillverkning, flygaska från kolkraftverk och silikastoft från tillverkning av metalliskt kisel eller järn-kilsellegeringar. Dessa tre betraktas idag inte av tillverkarna som avfall utan biprodukter och är idag standardiserade för användning som PC-klinkersättningsmaterial i betong. I takt med ökade krav på klimatförbättring har användningen av dessa material ökat kontinuerligt, och idag är efterfrågan större än tillgången. Tillgången på till exempel GGBS minskas också beroende på att man börjat frångå bränning i masugnar för att tillverka stål, eftersom även den processen släpper ut koldioxid. Även flygaska är idag en bristvara och neddragning av antal koleldade kraftverk minskar successivt tillgången. För närvarande sker mycket forskning på att kunna använda brända leror som PC-ersättningsmaterial, eftersom tillgången på leror är nästan oändlig jämfört med GGBS, silikastoft och flygaska.

Det som gör att en betongmassa med cement av huvudsakligen PC-klinker, ballast och vatten blir en hård betong är att PC-klinkern reagerar med vatten (hydratiserar) och en cementgel som innehåller små porer binder ihop de övriga beståndsdelarna som ballast och en del ohydratiserat cement. Detta sker inte momentant utan strukturen och hållfastheten tillväxer. Hur snabbt detta sker varierar med ett antal parametrar, till exempel cementets kornstorlek och temperaturförhållanden. Den hållfasthet man normalt utgår från vid beräkning av betongkonstruktioners hållfasthet på sikt är den som betongen uppnår efter 28 dygn vid 20°C och med god vattentillgång. Det som bestämmer hur stark betongen blir är hur mycket porer den hårdnade betongen har, vilket i sin tur bestäms av hur mycket vatten i förhållande till cementmängden man blandar i betongen. Detta beskrivs med vattencementtalet, vct. Ju lägre vct desto starkare och mer beständig betong erhålls.

Silikastoft och flygaska är puzzolaniska material. Det innebär att de inte reagerar direkt med vatten utan de reagerar med den kalciumhydroxid som frigörs när PC-klinker reagerar med vatten och bildar produkter som liknar dem som bildas när PC-klinker

reagerar med vatten (hydratiserar). Det innebär att dessa material bara kan ersätta en begränsad del av PC-klinkern i bindemedlet då PC-klinker behövs för att starta reaktionen. GGBS är däremot ett latent hydrauliskt material, d.v.s. det krävs bara en aktivator för att GGBS ska hydratisera. Aktivatorn kan vara kalciumhydroxid från PC-klinkerns hydratisering eller tillsätta alkalier. Det innebär att en mycket större del av PC-klinkern kan ersättas när man använder GGBS. När man inte bara har CEM I som bindemedel så använder man i stället för vct begreppet vattenbindemedelstal, vbt, vilket är vatten i förhållande till den totala bindemedelshalten. Det finns även något som kallas ekvivalent vattencementtal, vctekv, i vilket inverkan av tillsatt GGBS eller flygaska på en egenskap räknas ner med en faktor (k-faktor) som varierar med bland annat typ av material och som är ≤ 1 .

3.2 Tillgänglighet för GGBS, silikastoft och miljöcement

En fråga som är av vikt för en betongproducent som vill tillverka en klimatförbättrad betong med GGBS, silikastoft och eventuellt flygaska eller ett blandcement cement innehållande dessa material är i vilken mån sådana material finns tillgängliga inom ett acceptabelt avstånd från produktionsstället.

I dagsläget (mars 2022) tillhandahåller två företag i Sverige GGBS för användning i betong, Thomas Cement AB (Slagg Bremen) och Swecem (Merit). Thomas Cement AB har två leveransställen för GGBS; i Uddevalla och i Landskrona. Swecem har depåer i Skellefteå, Oxelösund och Helsingborg och planerar att förse västkusten med ett nytt leveransställe under 2023.

Den enda som har leveransställen för ett portland-slaggcement i Sverige är för närvarande Schwenk, vilka levererar sitt Miljöcement (CEM II/B-S) från Halmstad. De planerar att även ha det på sin depå i Västerås. Därutöver har de ett portland-kompositcement, CEM II/B (S-LL).

Cementa ABs saluför ett tiotal cementtyper, varav fyra i mars 2022 innehåller upp till 20 % alternativa bindemedel eller kalksten. De finns tillgängliga på Cementas depåer i hela landet från Malmö i söder till Luleå i norr.

I närområdet är det i första hand det finska företaget Finnsementti OY, som har ett portland-kalkstenscement (CEM II/A-LL), ett portland-slaggcement (CEM II/B-S), ett portland-kompositcement, CEM II/B-M (S-LL) och ett slaggcement (CEM III/A) samt tillsatsmaterialen GGBS och silikastoft på sin produktlista. De har sin nordligaste depå i Uleåborg, som ligger c:a 13 mil från gränsen mellan Finland och Sverige.

Norcem i Norge tillverkar också ett portland-kompositcement, CEM II/B-M (S-LL) och ett par portland-flygaskecement, CEM II/A-V.

Silikastoft, som tillsätts i relativt små mängder i jämförelse med GGBS och cement, finns tillgängligt från Elkem i Norge, vilka levererar över hela världen och hos Finnsementti i Finland.

Flygaska saluförs i närområdet endast av Norcement i Norge.

Vilka som har vilka produkter sammanfattas i tabell 3.1 tillsammans med halten av alternativa bindemedel i dessa produkter.

Produkt	Andel alternativa bindemedel	Saluförs av
CEM II/A-LL	≤ 20 % kalksten	Cementa AB, Sverige, (2 cement) Finnsementti OY, Finland
CEM II/A-V	≤ 20 % flygaska	Cementa AB, Sverige Norcem, Norge
CEM II/A-V NSR, LA, MH	≤ 20 % flygaska	Cementa AB, Sverige
CEM II/B-S	≤ 35 % GGBS	Schwenk, Sverige Finnsementti OY, Finland
CEM II/B-M (S-LL)	≤ 35 % GGBS & kalksten	Schwenk, Sverige, Finnsementti OY, Finland Norcem, Norge
CEM III/A	≤ 20 % GGBS	Finnsementti OY, Finland
GGBS	100 % GGBS	Swecem, Sverige (Merit) Thomas Cement AB, Sverige (Slagg Bremen) Finnsementti OY, Finland
Silikastoft	100 % silikastoft	Elkem, Norge Finnsementti OY, Finland
Flygaska	100 % flygaska	Norcem, Norge

Tabell 3.1

Cement med alternativa bindemedel och tillsatsmaterial tillgängliga i Sverige och närområdet i mars 2022.

Även om det idag finns tillgång på GGBS, så ökar kraven på klimatförbättring av betongen, vilket leder till en kontinuerligt ökande användning av GGBS och blandcement med GGBS. Efterfrågan kommer att vara betydligt större än tillgången inom en inte alltför avlägsen framtid. Även när det gäller flygaska är tillgången krympande medan efterfrågan ökar. Medan GGBS fortfarande produceras i Sverige, finns det ingen inhemsk produktion av silikastoft eller flygaska för användning i betong.

3.3 Inverkan av silikastoft och GGBS på betongens egenskaper

3.3.1 Påverkan på den färska betongens egenskaper

Silikastoft består av korn med en kornstorlek som är ungefär 1/100 av ett cementkorn. De påverkar därför betongens sammanhållning och stabilitet, varvid risken för separation och hantering minskar. Vid små mängder har det en gynnsam inverkan på arbetbarheten men vid större mängder blir betongen styv och seg. Flyttillsatsmedel måste tillsättas, dels för att silikastoftkornen ska fördela sig jämnt i betongmassan, dels på grund av att vattenbehovet för att uppnå en viss arbetbarhet ökar.

GGBS har ungefär samma kornstorlek som mald PC-klinker, och inverkan på den färska betongens arbetbarhet och på risken för separation är positiv men liten.

3.3.2 Hållfasthetstillväxt

Silikastoft bidrar till hållfasthetsutvecklingen huvudsakligen mellan 3 och 28 dygns ålder vid +20 °C. Inverkan på långtidshållfastheten är liten. Då puzzolanreaktionen är temperaturberoende fås en retarderande effekt av silikastoft vid låga temperaturer och en accelererande effekt vid högre temperaturer.

Hållfastheten påverkas av sammansättning och finhet hos GGBS och mängden inblandad GGBS. Hållfasthetsutvecklingen upp till 7 dygn hos en betong med GGBS är långsammare än för en med enbart CEM I, men vid 28 dygns ålder är hållfastheten ungefär densamma. Därefter tillväxer hållfastheten mer med GGBS än utan. Vid låga vbt och hög halt GGBS (>50 %) kan dock maximal hållfasthet minska.

3.3.3 Värmeutveckling

Silikastoft har en relativt liten inverkan på den totala värmeutvecklingen. Den accelererande effekten av silikastoft kan dock öka den tidiga värmeutvecklingen vilket kan leda till högre temperatur i en nygjuten konstruktion.

Värmeutvecklingen för betong där GGBS ersatt en del av cementet är vanligtvis låg under de första dygnet.

Värmeutvecklingen hos bindemedlet är av vikt vid gjutning av grova konstruktionsdelar då alltför stora temperaturskillnader i en nygjuten betongkonstruktion kan leda till sprickbildning. Låg värmeutveckling hos bindemedlet är därför positivt.

3.3.4 Behov av fukthärdning efter gjutning

Fukthärdning eller skydd mot uttorkning av nygjuten betong krävs dels för att se till att det finns tillräckligt med vatten för att de kemiska reaktionerna som bygger upp strukturen ska kunna ske och för att förhindra sprickbildning.

Benägenhet för sprickor beror dels på värmeutvecklingen, dels på hur de mekaniska egenskaperna och strukturen utvecklas. Den långsammare hållfasthetsutvecklingen i tidig ålder när man använder GGBS gör att tiden man behöver fukthärda förlängs.

Den finare porstrukturen som erhålls när silikastoft används gör den mer känslig för uttorkning och sprickbildning i tidig ålder. God fukthärdning krävs därför.

Användning av GGBS och silikastoft medför alltså att mer omsorg måste läggas på att tillse att betongen inte utsätts för uttorkning under den första tiden efter gjutning, och att tiden den nygjutna betongen behöver skyddas mot uttorkning kan behöva förlängas i jämförelse med om betong utan dessa tillsatser används.

3.3.5 Permeabilitet - vatteninträngning

Permeabiliteten styrs av mängden porer i en hårdnad betong och hur de är sammanbundna med varandra.

Slaggbetong får lägre totalporositet och en finare porstruktur jämfört med ren CEM I-betong, vilket ger en lägre slutlig permeabilitet. Detta förutsätter dock att betongen fått en god fukthärdning.

Silikastoft reducerar betongens permeabilitet. Inverkan på permeabiliteten är större än ökningen av hållfastheten. Detta beror inte på ändrad porositet utan på att porsystemet förfinas.

Sänkningen av permeabiliteten ger betongen en högre grad av motstånd mot vatteninträngning. En konstruktions vattentäthet påverkas dock också av eventuell sprickbildning, vilket gör att härdningsförhållanden i praktiken måste säkerställa att sprickbildningen minimeras.

3.3.6 Frostbeständighet

Hög halt GGBS kan ha en negativ inverkan på frostbeständigheten, främst salt-frostbeständigheten. Detta anses bero på ökad karbonatisering. Vid lägre halter GGBS, < 20 - 30 %, kan dock inverkan vara låg eller obefintlig.

Med silikastoft får man normalt en minskad avflagnings vid saltfrostprovning under de 56 salt-frostcykler som en normal provning varar. Med silikastofthalter på över 10 % har man dock uppmätt en plötsligt ökande avflagnings vid saltfrostprovning som inträffar efter de 56 cyklerna. Därför krävs provning i 112 cykler när silikastoft ingår i betongen.

3.3.7 Kemisk beständighet - sulfatbeständighet

Betongens kemiska resistens mot betongaggressiva ämnen (främst sura ämnen) förbättras genom tillsättning av silikastoft eller GGBS. Till detta bidrar den minskade permeabiliteten, minskad kalciumhydroxidhalt och att hydratiseringsprodukterna är mer stabila. Detta gäller också specifikt för sulfatbeständigheten. Slaggcement med halt GGBS över 65 % anses vara naturligt sulfatresistent.

3.3.8 Motstånd mot skadliga alkaliballastreaktioner

Inblandning av silikastoft minskar risken för skadliga alkalisilikareaktioner som orsakar svällning och sprickbildning i betong, då alkalier i cementet reagerar med alkalireaktiv ballast. Detta gäller under förutsättning att silikastoftet är väl dispergerat.

Trots att GGBS innehåller alkalier kan den minska risken för skadliga alkaliballastreaktioner. Detta beror på att alkalier i högre grad binds i hydratiseringsprodukterna och den mängd alkalier som är lösta i porvattnet och tillgängliga för reaktion med ballasten minskar.

3.3.9 Inverkan på korrosion av armeringsstål i betongen

Korrosion är en elektrokemisk process där laddningar transporteras mellan en anod och en katod drivna av en potentialskillnad. Vid katoden sker en reaktion mellan elektroner, syre och vatten där bland annat järnoxid (rost) bildas. Korrosionen orsakar en minskning av armeringsarean samtidigt som produkten innebär en expansion som kan spränga loss täckande betong.

I hårdad nygjuten betong är pH-värdet 12,5 -14. Vid så höga pH-värden bildas ett tätt, skyddande oxidskikt som passiverar stålets yta och drar ner korrosionshastigheten till nästan 0. Sjunker pH-värdet under c:a 9 försvinner passiviteten och stålet kan börja korrodera om luft och syre finns tillgängligt. Betongytor som utsätts för omgivningsluft som innehåller koldioxid, börjar karbonatisera (kalciumhydroxid i betongen reagerar med koldioxid och kalciumkarbonat bildas). Detta sänker pH-värdet i betongen. För att skydda armeringen ser man därför till att dra ner på karbonatiseringshastigheten genom att sänka betongens permeabilitet (krav på lågt vbt) samt genom att se till att täcksiktet över armeringen är så tjockt att karbonatiseringsfronten inte når ner till armeringsstålet under konstruktionens avsedda livslängd.

Kloridjoner har en förmåga att tränga igenom de passiverande ytskiktet och starta armeringskorrosion när kloridjonkoncentrationen når ett kritiskt värde, tröskelvärdet. Klorider tränger normalt in från betongens yta från till exempel havsvatten eller tösalter. Åtgärderna för att minska risken för denna typ av korrosion är desamma som för karbonatiseringskorrosion, minskad permeabilitet och tillräckligt täcksikt.

Silikastoft i de mängder som används idag ($\leq 10\%$) påverkar inte karbonatiseringshastigheten mer än marginellt, även om kalciumoxidhalten minskar så domineras inverkan på korrosionen av att permeabiliteten sänks betydligt. Den sänkta permeabiliteten med silikastoft ger en positiv inverkan både på motståndet mot korrosion orsakad av karbonatisering och orsakad av kloridinträngning.

GGBS höjer karbonatiseringshastigheten, speciellt vid höga ersättningsnivåer vilket ökar risken för korrosion, samtidigt som den sänkta permeabiliteten verkar i motstående riktning. Vid högre ersättningsnivåer dominerar den negativa effekten av GGBS. För att kompensera det sämre karbonatiseringsmotståndet ställs det därför i SS137003 krav på lägre vbt (tätare betong) när halten GGBS är över 20 %. På så vis förväntas beständighet mot karbonatiseringsinitierad korrosion med GGBS bli jämbördig med betong utan GGBS. När det gäller kloridinitierad korrosion så är tillsats av GGBS odelat positivt.

3.3.10 Inverkan på behovet av kemiska tillsatsmedel

I modern betong, även en som bara innehåller CEM I, används i stort sett alltid kemiska tillsatsmedel för att reglera betongens egenskaper i färskt och hårdnat tillstånd. De vanligast förekommande är konsistensreglerande medel (flytmedel) och, när frostbeständighet krävs, luftporbildare. Europastandarden SS-EN 934-2 omfattar några typer av tillsatsmedel: luftporbildare, flytmedel, tillsatsmedel som retarderar eller accelererar tillstyvnandet eller hållfasthetstillväxten, för vilka vissa baskrav ställs i SS-EN 934-1. Det finns dock ett antal andra typer av tillsatsmedel; exempelvis krympreducerande, stabiliserande och fryspunktsnedsättande tillsatsmedel, tillsatsmedel för undervattensgjutning. För sådana tillämpas baskraven i SS-EN 934-1 till exempel när det gäller eventuell negativ inverkan på betongens korrosionsmotstånd.

För att silikastoft ska uppnå god dispergering i betong krävs tillsats av flytmedel. Med GGBS fås normalt inget ökat behov av flytmedel.

GGBS och silikastoft kan ge ökat behov av luftporbildare för att erhålla erforderlig lufthalt för frostbeständighet.

Den något långsammare hållfasthetstillväxten initialt med GGBS kan göra att man vill använda ett accelererande tillsatsmedel.

De flesta tillsatsmedlen utgörs av organiska ämnen och behöver bara vara verksamma under den tid betongen fortfarande är en formbar massa, alltså under de första timmarna. Det är då konsistensen ska förbättras, vattenbehovet reduceras, pumpbarheten säkerställas, luftporsystemet bildas och som retarderande och accelererande tillsatsmedel ska ha sin effekt. Dessa medel tillsätts i små mängder och doseras vanligtvis efter cement- eller bindemedelshalten. Mer än 5 % av bindemedelshalten får enligt SS-EN 206 inte användas, om inte inverkan av högre dosering noga på beständigheten har studerats och beaktats. 5 % av bindemedelsmängden ger för en betong med mycket hög cementhalt (500 kg/m³ betong) ett högsta innehåll av tillsatsmedel på 1,1 % av betongvikten. För en mer ordinär betong (cementhalt 360 kg/m³, tillsatsmedeldos på ca 2,5 %) blir tillsatsmedelshalten 0,4 % av betongvikten.

Rekommenderade doser av de vanligaste tillsatsmedlen överstiger inte 2,5 % av cementvikten. I vissa fall är medlen utspädda för att lättare kunna hanteras och dosen angiven för det utspädda medlet kan vara högre.

Den miljö som härdande betong utgör, med högt pH och höga halter alkalier gör att de organiska substanserna bryts ner i mindre ofarliga beståndsdelar när de har gjort sin verkan (Svensk Byggtjänst, 2017). Resterna av dessa är då också omgärdade av täta hydratiseringsprodukter.

3.4 Hur stor andel av bindemedlet får utgöras av silikastoft eller GGBS?

GGBS, flygaska och silikastoft påverkar betongens beständighet, vilket är bakgrund till att den svenska tillämpningsstandarden SS137003 till den europeiska betongstandarden SS-EN 206 begränsar användning av dessa material i konstruktionsbetong. Begränsningen är beroende av vilken typ av nedbrytningsmekanism man tittar på och vilken typ av ersättningsmaterial det gäller, eftersom de har olika inverkan på beständigheten. Nedbrytningsmekanismerna fångas in med fyra olika typer av exponeringsklasser, XC-klasser för korrosion av armering orsakad av karbonatisering, XS-klasser för korrosion orsakad av klorider från havsvatten, XD-klasser för korrosion orsakad av klorider från tölsalter och dylikt, XF-klasser för nedbrytning på grund av frostangrepp och XA-klasser för kemiskt angrepp. Inom varje grupp finns det tre eller fyra klasser för olika nivå på angreppet. En betongkonstruktion anses normalt vara utsatt för flera olika angreppsmekanismer och ska då uppfylla de krav som gäller för flera exponeringsklasser.

Det som mest påverkar hur stor mängd ersättningsmaterial man kan ha i en betong i en anläggningskonstruktion är om konstruktionen är utsatt för frysning eller inte (XF1 - XF4). De största begränsningarna gäller för konstruktioner utsatt för frysning i vått tillstånd med eller utan närvaro av salt (exponeringsklass XF3 och XF4).

För en anläggningskonstruktion som utsätts för vatten men inte för frysning:

- Lägsta PC-klinkerhalt: 35 %
- Högsta halt GGBS: 65 % (i praktiken något lägre på grund av krav på PC-halt)
- Högsta silikastofthalt: 10 %
- Högsta flygaskehalt: 35 %

För en anläggningskonstruktion som utsätts för vatten och frysning med eller utan närvaro av salt:

- Lägsta PC-klinkerhalt: 65 %
- Högsta halt GGBS: 35 % (blir något lägre på grund av krav på PC-halt)
- Högsta silikastofthalt: 5 % (10 % efter kvalifikationsprovning)
- Högsta flygaskeshalt: 35 % (i praktiken något lägre på grund av krav på PC-halt)

Kvalifikationsprovning med avseende på frysning innebär i detta fall att aktuellt cement och aktuellt silikastoft upp till en andel av 10 % av bindemedelsmängden, genom provning har påvisats klara frostbeständighetskravet.

3.5 Kvalitetskrav på GGBS och silikastoft för användning i betong

3.5.1 Allmänt om produktstandarder relaterade till GGBS och silikastoft som bindemedel i betong

GGBS och silikastoft kan tillsättas betongen på två principiellt olika sätt. De kan ingå som en huvudbeståndsdel i ett cement som uppfyller kraven i cementstandarden SS-EN 197-1. För denna användning ska GGBS och silikastoft uppfylla de krav på råmaterial och den kvalitetssäkring som anges i SS-EN 197-1.

Materialen kan också tillsättas tillsammans med ett cement när man blandar betongen. De ses då som tillsatsmaterial typ II, vilket är ett reaktivt delmaterial i betongen enligt den europeiska betongstandarden SS-EN 206. För denna användning ska GGBS uppfylla kraven i SS-EN 15167-1 och silikastoft ska uppfylla kraven i SS-EN 13263-1.

Alla dessa tre EN-standarder är harmoniserade europeiska produktstandarder, vilket innebär att de utgör underlag för CE-märkning av dessa produkter. CE-märkning är obligatoriskt, d.v.s. de produkter som standarderna omfattar får inte sättas på marknaden om de inte är CE-märkta. CE-märkningen ska också vara åtföljd av en prestandadeklARATION, som anger slutprodukten prestanda. För cement med GGBS eller silikastoft gäller detta för det slutliga cementet.

För alla dessa tre produkter (cement, GGBS och silikastoft) gäller också samma typ av system för bedömning och fortlöpande kontroll av prestanda (AVCP 1+), vilket är det mest omfattande av de AVCP system som är anvisade för byggprodukter enligt EUs Byggproduktförordning.

Kraven på GGBS och silikastoft i de tre gällande produktstandarderna beskrivs i det följande liksom upplägg av AVCP-system 1+. De gällande produktstandarderna är utarbetade baserade på EUs byggproduktdirektiv (CPD, 89/106/EEG). De revideringar som utarbetats för att anpassa dem till dels EUs byggproduktförordning (Europaparlamentet och rådets förordning nr 305/2011) som ersatte byggproduktdirektivet i juli 2013 och dels den tekniska utvecklingen har ännu inte (mars 2022) genomförts då de inte blivit godkända av den Europeiska Kommissionen.

3.5.2 Krav på GGBS i SS-EN15167-1 och SS-EN 197-1

Allmänna krav på GGBS

Både SS-EN15167-1 och SS-EN 197-1 förutsätter att det är fråga om granulerad masugnsslagg som är ett glasigt material som erhålls då slaggsälta av järnmalm av lämplig sammansättning från en masugn kyls snabbt. Den ska till minst två tredjedelar bestå av glasig slagg som har hydrauliska egenskaper när den aktiveras på lämpligt sätt.

Två tredjedelar ska bestå av CaO, MgO och SiO₂ och resten ska utgöras av aluminiumoxid och små andelar andra material. Viktsförhållandet (CaO+MgO)/SiO₂ ska vara större än 1.

Krav på GGBS i SS-EN 15167-1

Den gällande utgåvan av denna standard är SS-EN 15167-1:2004 och den gäller för GGBS som används som tillsatsmaterial typ II och blandas i betongen.

- Halten MgO ska vara högst 18 vikts-%
- Sulfidhalten ska vara högst 2,0 vikts-%
- Sulfathalten ska vara högst 2,5 vikts-%
- Kloridhalter över 0,10 % vikts-% ska deklarerars
- Glödförlusten (korrigerad för oxidering av sulfid) ska vara högst 3,0 vikts-%
- Fukthalten ska inte överstiga 1,0 vikts-%.
- Den specifika ytan (mätt med Blaine) ska vara minst 275 m²/g
- Bindetid: Vid 50 % halt GGBS ska bindetiden inte öka mer än 100 % jämfört med bruk utan GGBS.

Aktivitetsindex vid 7 dygns och 28 dygns ålder ska inte vara lägre än 45 % respektive 70 %. Aktivitetsindex bestäms genom mätning av hållfasthet hos bruk med 50 % CEM I och 50 % silikastoft i förhållande till hållfasthet hos bruk med 100 % CEM I.

Krav på GGBS i SS-EN 197-1:2011

Den gällande utgåvan av denna standard är SS-EN 197-1:2011. I den ställs inga övriga krav på GGBS. Krav på fysikaliska och kemiska egenskaper i övrigt ställs på slutprodukten, d.v.s. de cement som innehåller GGBS.

SS-EN 197-1:2011 omfattar 27 olika cementtyper, varav nio kan innehålla GGBS som huvudbeståndsdel. Två av dessa utgörs av kompositcement (CEM V/A och CEM V/B) som inte används i Sverige i nuläget (mars 2022). De övriga är:

- CEM II/A-S & CEM II/B-S, portland-slagcement. CEM II/A-S ska innehålla minst 80 % PC-klinker och CEM II/B-S mellan 65 och 79 % PC-klinker med enbart GGBS som övrig huvudbeståndsdel.
- CEM II/A-M och CEM I/B-M, portland-kompositcement. CEM II/A-M ska innehålla minst 80 % PC-klinker och CEM II/B-M ska innehålla mellan 65 och 79 % PC-klinker. I övrigt kan de innehålla GGBS, silikastoft, flygaska, naturliga eller kalcinerade puzolaner, bränd skiffer eller kalksten.
- CEM III/A, CEM III/B och CEM III/C, Slagcement. CEM III/A ska innehålla mellan 35 och 65 % PC-klinker, CEM III/B mellan 20 och 34 % PC-klinker och CEM III/C minst 5 % PC-klinker. I övrigt ingår bara GGBS som huvudbeståndsdel.

3.5.3 Krav på silikastoft i SS-EN 13263-1:2005+A1:2009 och i SS-EN 197-1:2011

Allmänna krav på silikastoft

Både SS-EN 13263-1:2005+A1:2009 och i SS-EN 197-1:2011 förutsätter att det är fråga om silikastoft som är en biprodukt vid produktion av metalliskt kisel eller järn-kisel-legeringar och som består av mycket små sfäriska partiklar av huvudsakligen amorf kiseldioxid.

Krav på silikastoft enligt SS-EN 13263-1:2005+A1:2009

- Denna standard gäller för silikastoft som används som tillsatsmaterial typ II och blandas i betong.
- Silikastoft klass 1 ska innehålla minst 85 % amorf kiseldioxid, SiO₂
- Silikastoft klass 2 ska innehålla minst 80 % amorf kiseldioxid, SiO₂
- Innehållet av kristallin SiO₂ ska vara mindre än 0,4 vikts-%
- Halten fri CaO ska vara högst 1,0 vikts-%
- Sulfathalten ska vara högst 2,0 vikts-%
- Kloridhalten ska vara högst 0,3 % vikts-%
- Glödförlusten ska vara högst 4,0 vikts-% bestämd efter 1h

- Den specifika ytan (BET) hos obearbetat silikastoft ska vara mellan 15 och 35 m²/g (15 000 - 35 000 m²/kg)
- Alkalihalten ska deklarerar
- Aktivitetsindex ska vara minst 100 %. Aktivitetsindex mäts som 28-dygns hållfasthet hos bruk med 90 % CEM I och 10 % silikastoft i förhållande motsvarande hållfasthet hos bruk med 100 % CEM I.

I ett utkast till revidering av EN 13263 från 2017 har för samtliga dessa egenskaper kravvärden omvandlats till krav på att värdena ska deklarerar i prestandadeklarationen.

Krav på silikastoft i SS-EN 197-1:2011

Den gällande utgåvan av denna standard är SS-EN 197-1:2011 och följande krav gäller för silikastoft som ingår som en huvudbeståndsdel i ett fabriksstillverkat cement.

- Silikastoft ska innehålla minst 85 % amorft kiseldioxid, SiO₂.
- Innehållet av kristallin SiO₂ ska vara mindre än 0,4 vikts-%.
- Glödförlusten ska inte överstiga 4,0 vikts-% bestämd efter 1h.
- Den specifika ytan (mätt med BET) hos obearbetat silikastoft ska vara minst 15 m²/g.

SS-EN 197-1:2011 omfattar 27 olika cementtyper, varav fem kan innehålla silikastoft som huvudbeståndsdel. Två av dessa är portland-puzzolacement (CEM IV/A och CEM IV/B) som inte används i Sverige i nuläget (mars 2022). De övriga är:

- CEM II/A-D, portland-silikacement som kan innehålla 6-10 % och minst 90 % PC-klinker.
- CEM II/A-M och CEM I/B-M, portland-kompositcement, som kan innehålla högst 10 % silikastoft. CEM II/A-M ska innehålla minst 80 % PC-klinker och CEM II/B-M ska innehålla minst 65 % PC-klinker. I övrigt kan de innehålla GGBS, flygaska, naturliga eller kalcinerade puzzolaner, bränd skiffer eller kalksten.

3.5.4 Krav gällande farliga ämnen i SS-EN 197-1, SS-EN 13263-1 och SS-EN 15167-1

Det bör återigen påpekas att alla dessa tre gällande standarder inte är anpassade till EUs byggproduktförordning, utan till det tidigare byggproduktdirektivet (se 3.5.1). När det gäller krav på avgivning av farliga ämnen finns det ett par anmärkningar i samtliga dessa standarder. De är (citater):

ANM 1: Utöver eventuella särskilda avsnitt i denna standard som behandlar farliga ämnen kan det finnas andra krav som är tillämpliga på produkter som omfattas av standarden (till exempel införs europeisk lagstiftning och nationella lagar, regler och administrativa anvisningar). För att uppfylla reglerna i EUs Byggproduktdirektiv ska även dessa krav uppfyllas, när och där de är tillämpliga.

ANM 2: En informativ databas över europeiska och nationella regler om farliga ämnen finns på webbsidan Construction på EUROPÉ (nås genom <http://ec.europa.eu/enterprise/construction/cpd-ds/>)

Några särskilda avsnitt som behandlar detta finns inte i någon av standarderna.

3.5.5 Kvalitetssäkring av cement, GGBS och silikastoft.

För dessa produkter gäller samma system för bedömning och fortlöpande kontroll av prestanda, AVCP, nämligen 1+. Systemen beskrivs i en bilaga till EUs byggproduktförordning (se 3.5.1).

I AVCP 1+ ingår följande moment:

Tillverkaren ska utföra:

- tillverkningskontroll i fabrik
- ytterligare provning på stickprov

Ett anmält produktcertifieringsorgan ska utföra:

- en bedömning av byggproduktens prestanda på grundval av provning, beräkning, tabellerade värden eller beskrivande dokumentation av produkten
- en första besiktning av tillverkningsanläggningen och tillverkningskontrollen i fabrik
- fortlöpande övervakning, bedömning och utvärdering av tillverkningskontrollen i fabrik
- revisionsprovning av stickprov som tas av anmälda produktcertifieringsorganet i tillverkningsanläggningen eller i lagret

I tillverkningskontrollen ska alla egenskaper hos slutprodukten för vilka det finns krav (se avsnitt 3.5.2 och 3.5.3) provas med de frekvenser som anges i den aktuella produktstandarden. Under rutinförhållanden varierar provningsfrekvensen för de olika produkterna och egenskaperna mellan 2 gånger per vecka till 1 gång per månad. I inledningsskedet är frekvensen normalt fördubblad.

Kontroll av egenskaper hos råmaterial (se avsnitt 3.5.2 och 3.5.3) kontrolleras i tillverkningskontrollen enligt rutiner som fastlagts i tillverkarens kvalitetsmanual. Att kontrollera rutiner och deras genomförande ingår i det anmälda produktcertifieringsorganets uppgifter.

Specificering av uppgifterna för det anmälda produktcertifieringsorganet framgår av en Del 2 Utvärdering av överensstämmelse till samtliga produktstandarder; SS-EN 197-2, SS-EN 15167-2 och SS-EN 13263-2. Där anges bland annat att uttag av stickprov och revisionsprovning utförs sex gånger per år, fabriken och dess tillverkningskontroll inspekteras en gång per år och fabriken tillverkningskontroll och stickproven utvärderas två gånger per år.

När alla krav uppfyllts utfärdar det anmälda certifieringsorganet ett *Intyg och kontinuitet av produktens prestanda*.

Tillverkaren kan sedan CE-märka sin produkt och ska tillhandhålla en prestandadeklaration där produktens egenskaper anges.

4 Utlakning från betong

4.1 Allmänt

De föreningar som bildas vid hydratiseringen av en betong är i en härdad betong i jämvikt med porlösningen i betongen, som har ett pH på mellan 12 och 14 på grund av bland annat lösta kalciumjoner, och alkalierna natrium och kalium som härrör från cementet. När betongytan utsätts för vätskor med lägre pH kommer pH i ytlagret att sänkas då dessa joner vandrar över till vätskan med lägre pH. När pH i betongens ytlager sänks så påverkas den kemiska jämvikten för de fasta reaktionsprodukterna, vilket medför att även andra ämnen kommer att avges från betongen när den är utsatt för en vätska med lägre pH, d.v.s. det sker en utlakning av ämnen från betong. Denna process är dock så långsam när det är fråga om vanligt tappvatten eller sjövattnet att det inte har någon märkbar inverkan på egenskaperna hos en betongkonstruktion under dess avsedda livslängd, som kan vara upp till 120 år. pH och den kemiska sammansättningen i betongytan ändras också när betongytan karbonatiserar, vilket kan påverka utlakningen. Karbonatisering sker när kalcium från betongen och koldioxid i luft eller i vatten reagerar med varandra och bildar kalciumkarbonat. Detta har ingen större inverkan på betongens lastbärande förmåga, men kan på grund av pH-sänkning ge upphov till armeringskorrosion som på lång sikt kan bryta ner betongkonstruktionen. Åtgärder vidtas normalt för att karbonatiseringen inte ska nå ner till armeringens nivå under konstruktionens livslängd.

Även om utlakning inte orsakar skador på betongen så påverkar utlakningen av ämnen från betongen sammansättningen på den vätska som orsakar utlakningen. Det är därför av vikt att försäkra sig att potentiellt farliga mängder inte lakas ut i sådana mängder till den vätskan som ska kunna konsumeras, att det kan påverka hälsan negativt.

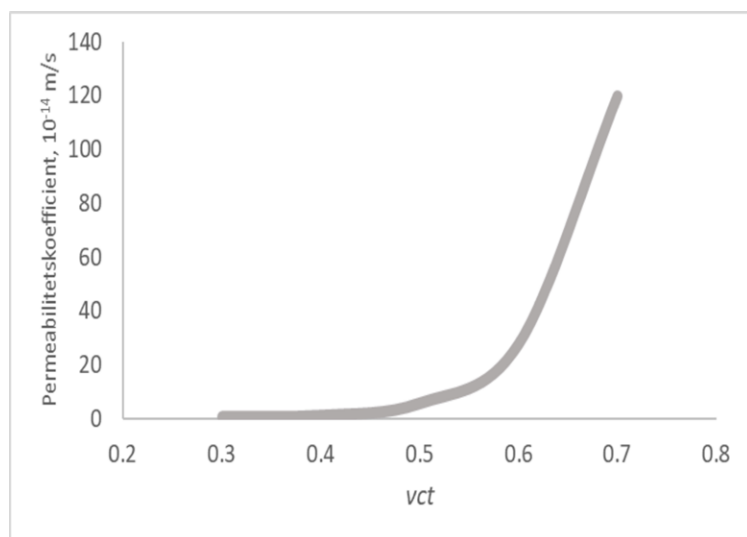
Utlakning av ämnen är ett ytfenomen, det vill säga den sker i gränsytan mellan den utlakande vätskan och betongen. Den är alltså beroende av hur stor betongyta som är exponerad för vätskan. Vätskans volym, dess sammansättning och pH och strömningsförhållandena vid betongytan spelar också roll för hur snabb utlakningen är. Den kemiska sammansättningen hos betongens reaktionsprodukter spelar också roll för utlakningen, då de ämnen som utlakas kan vara olika hårt bundna i de skilda reaktionsprodukterna. Ersättning av en del av PC-klinkern med GGBS och silikastoft kan alltså påverka utlakningen.

Utlakning kan orsakas av två olika mekanismer. När det gäller ämnen som är löslösta i porvattnet i betongen, som till exempel alkalijoner (Na^+ och K^+) så sker utlakningen genom att dessa joner diffunderar via porsystemet ut i den utlakande vätskan. För att minska utlakningen kan man då se till att betongen är så tät och ogenomtränglig som möjligt, det vill säga hålla vbt lågt. Den andra mekanismen är att den kemiska jämvikten förändras när reaktionsprodukterna utsätts för ett lägre pH än vad som är normalt i porlösningen. Detta orsakar att reaktionsprodukternas kemiska sammansättning och stabilitet förändras och ämnen avges till vätskan. Detta är den primära anledningen att kalciumjoner (Ca^{2+}) utlakas. I detta fall spelar reaktionsprodukternas stabilitet större roll för utlakningen än porsystemets täthet. För många ämnen medverkar båda mekanismerna till utlakningen.

Betong består av ett antal från början kornformiga material (ballast, cement, tillsatsmaterial) och kemiska tillsatsmedel som vart och ett kan innehålla potentiellt farliga ämnen som kan lakas ut när materialen exponeras för vätskor. När de blandas med vatten startar de kemiska reaktionerna och delmaterialen binds samman av reaktionsprodukterna till en hård och tät betong. I härdnad betong ingår alltid en viss del porer, av vilka en del är så små och vattnet så hårt bundet i dem att de inte släpper igenom vatten. De något större porernas storlek och i vilken mån de bildar ett sammanbundet

kanalsystem beror på hur mycket blandningsvatten som tillsätts per bindemedel (*vbt* eller *vct*) och hur stor del av bindemedlet som reagerat, d.v.s. betongens ålder. I en välhärdad betong med ett vbt på högst 0,5 som är normalt i betongkonstruktioner i kontakt med dricksvatten är permeabiliteten (vattengenomsläppligheten) hos betongen mycket låg, se figur 4.1. Den välhärdade betongen kan därför betraktas som ett nästan tätt material som har en genomsnittlig kemisk sammansättning som ges av de ingående delmaterialen.

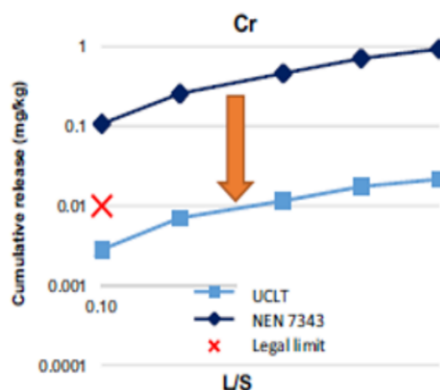
Betongkonstruktioner som består av en mycket tät härdad betong har en monolitisk karaktär, det vill säga att den exponerade ytan är liten i förhållande till den betongvolym ur vilken ämnen utlakas. Utlakning genom exponering av ett visst delmaterial så som det är innan det ingår i betong, säger därför inget om hur mycket utlakning det orsakar när det finns i en härdad betong där transport av ämnen till den utlakande vätskan ska ske via den mycket svårgenomträngliga porstrukturen.



Figur 4.1

Förhållande mellan permeabiliteten och vct hos välhärdad CEM I-pasta (cementpasta är cement + blandningsvatten).

Krossas betongkonstruktionen ned till mindre korn fås betydligt större exponerad yta per volymenhet betong, och utlakningen sker mycket snabbare. I figur 4.2 ges ett exempel på utlakningens beroende av förhållandet mellan exponerad yta och volym fast material. Det är i figur 4.2 fråga om utlakning av krom från samma rivningsmaterial krossat till olika kornstorlek. L/S är förhållandet vätska/fast material. Observera att skalan på y-axeln är logaritmisk.



NEN 7343: max kornstorlek 4 mm (perkolationsmetod som EN 14405)

UCLT: alternativ metod med kornstorlek 0 - 32 mm

Figur 4.2

Utlakningstest av krossat rivningsmaterial med olika kornstorleksfördelning. L/S är förhållandet vätska/fast material (Galvin, et al., 2018).

Dessutom kan en del av de potentiellt farliga ämnena bindas i de kemiska reaktionerna som äger rum när betong hårdar, och ingå i reaktionsprodukter som kan vara mer stabila än utgångsmaterialen. Det motsatta fallet kan också inträffa och resultera i att mer av ämnet kan frigöras och utlakas efter den kemiska reaktionen.

Bindemedlen, som är det delmaterial som främst kan ge upphov till utlakning, utgör enbart en mindre del av betongvolymen. Normalt innehåller en kubikmeter betong som väger ca 2300 kg mellan 300 och 500 kg bindemedel, vilket motsvarar ca 22 viktsprocent. Mängden kemiska tillsatsmedel överstiger normalt inte 2 % av bindemedelsvikten, alltså högst 10 kg per m³ betong eller ca 0,4 viktsprocent av betongen.

Hur stor den vattenvolym är som är i kontakt med betongytan och om den är stillastående eller rörlig har också betydelse för utlakningen. I en stor vätskevolym påverkas inte koncentrationen av ämnen i vätskan och vätskans pH nämnvärt, men i en mindre vätskemängd kan förändringarna bli påtagliga. Om vätskan inte befinner sig i rörelse kommer det att uppstå koncentrationsgradienter av utlakade ämnen med högre koncentration nära betongytan och lägre på avstånd från ytan. Om vätskan är i rörelse så sker en utjämning av koncentrationen i vätskevolymen. Lokalt intill betongytan blir koncentrationen i vätskan och pH högre då vätskan är stillastående än om den är i rörelse. Eftersom det är skillnaden mellan förhållandena i betongen och vätskan som är drivkraften för utlakningen av ämnen så blir alltså utlakningen större om vätskan är i rörelse än om den är stillastående.

Det finns alltså ett antal faktorer att ta hänsyn till när den verkliga utlakningen av ämnen från en viss betongkonstruktion till den vätska den är i kontakt med ska uppskattas.

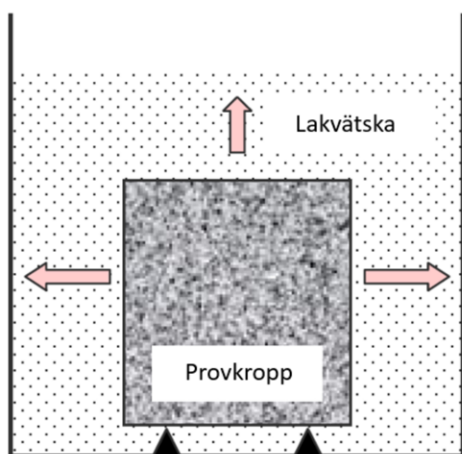
4.2 Mätmetoder för utlakning av ämnen från material

4.2.1 Allmänt

Eftersom utlakningen ur betong är så beroende av förhållandet mellan den exponerade ytan och volymen på materialet som innehåller de ämnen som utlakas, så har två typer av mätmetoder utvecklats; en typ som ska återspegla förhållandena när ytan är liten i förhållande till volymen, monolitiska utlakningsmetoder, och en typ som är avsedd för att bestämma utlakning när ytan är stor i förhållande till volymen, granulära utlakningsmetoder. Krav när det gäller utlakning av ämnen har varit mest framträdande när det gäller utlakning av ämnen från deponier som ofta består av granulärt material, vilket gör att fler granulära metoder har utarbetats än monolitiska. Vägledning för val av mätmetoder för utlakning ur byggprodukter ges i SIS-CEN/TS 16637-1:2015.

4.2.2 Monolitiska utlakningsmetoder

Det finns två europeiska mätmetoder för monolitisk utlakning. Den ena är SS-EN 15863:2015 som är utarbetad för karaktärisering av avfall och den andra är en teknisk specifikation, SIS-CEN/TS 16637-2:2015 utarbetad för bestämning av avgivning av farliga ämnen från byggprodukter. Själva utlakningsmetodikerna är densamma i dessa. En kropp av materialet sänks helt ned i en behållare med demineraliserat vatten (lakvätska), och behållaren täcks, se figur 4.3. Förhållandet vätskevolym/exponerad yta ska vara 80 ± 20 l/m². Vid bestämda tidpunkter (6h, 24h, 54h, 4 d, 9d, 16 d, 36 d, 64 d) tas lakvätskan bort från behållaren och ersätts med ny. Tidpunkterna är valda så att man baserat på resultaten ska kunna avgöra vilken mekanism som styr utlakningen av ämnena i fråga, diffusion eller lösning, vilket beskrivs i en bilaga. Koncentrationen av ämnen i lakvätskan samt vissa andra parametrar, bland annat pH, analyseras. Resultaten ges som avgiven mängd ämne per ytenhet i varje steg och ackumulerat över provningsperioden och som koncentration i lakvätskan.



Figur 4.3

Princip för försöksuppställning för monolitisk utlakning.

4.2.3 Skaktester för granulära material

För utlakning ur avfall har ett antal provningsmetoder som innebär att materialet innehålls i en cylinder vilken fylls med krossat material och sedan vattenfylls och omskakas. Utlakning sker därefter under en bestämd tidsperiod och sedan bestäms halten av lösta ämnen i lakvätskan. Resultatet anges för olika L/S (liquid/solid, vätska/fast material). Denna typ av provning brukar kallas skaktester eller bulktester. Det finns fyra EN-standarder, med smärre skillnader, som bygger på denna princip, se tabell 4.1.

Om denna typ av provning ska tillämpas på monolitiskt material som krossas kan man tänka att det vore det bäst att använda sig av EN 12457-4 som tillåter större kornstorlek än de övriga, vilket ger mindre påverkan av krossningen på resultatet. Risken är då att utlakningen inte blir lika långtgående som när en mindre kornstorlek används, eftersom lakningsperioden är kort. Resultaten är därför mer osäkra med denna metod.

Metod	Typ	Max kornstorlek mm	L/S	Utlakningsperiod
EN 12457-1	Enstegs	4	2	24 h
EN 12457-2	Enstegs	4	10	24 h
EN 12457-3	Tvåstegs	4	2 & 8 (Ack. 10)	Steg 1: 6 h Steg 2: 18 h
EN 12457-4	Enstegs	10	10	24 h

Tabell 4.1

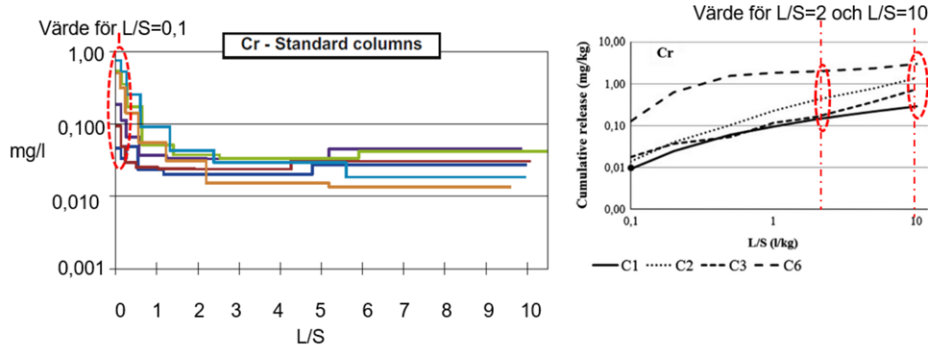
Skaktestmetoder med vissa karaktäristika.

4.2.4 Perkolationstester för granulära material

SS-EN 14405 är framtagen för att bestämma urlakning ur avfall medan CEN/TS 16637-3 är avsedd för bestämning av utlakning av farliga ämnen ur granulära byggnadsmaterial. De är dock uppbyggda enligt samma principer och skillnaderna mellan metoderna är små. I båda perkolationstesterna fylls en cylinder med packat material med vatten nerifrån, varefter det får stå i 18 timmar. Därefter tas en liten mängd lösning ut och analyseras. Vatten fylls sedan på långsamt medan mängden i cylindern hålls konstant. Det genomsippande vattnet analyseras vid bestämda (L/S). Provningsen körs tills den totala vattenmängden som provet utsatts för uppnår L/S=10. Provningsen tar ca 30 dygn att genomföra. I SS-EN 14405 får kornstorleken hos materialet vara högst 10 mm medan i CEN/TS 16637-3 godtas kornstorlekar på upp till 22,4 mm för standardcylindrar.

Värdet vid L/S=0,1 som ges i mg/l lakvatten ger en uppfattning om koncentrationen av ämnena i lakvattnet när materialet inledningsvis utsätts för vatten. De andra två värdena ger en uppfattning om hur mycket av ämnet i fråga som totalt kommer att avges från materialet på sikt, se exempel i figur 4.4.

Utlakningsprocessen, perkolationstest



Figur 4.4

Exempel på resultat gällande löst krom från rivningsmaterial med perkolationstest. Från (Butera, et al., 2015) och (Del Rey, et al., 2015).

4.2.5 Metod angiven i Arbetsblatt W 347

I AW347 (DVWG, 2006) som behandlar hygieniska krav och provningar för cementbundna produkter och material som är i kontakt med dricksvatten anges en särskild metod för provning av utlakning.

Provning görs vid en ålder på 28 dygn. Provkropparna förbehandlas under en vecka genom att placeras i ett bad med förbehandlingsvatten med pH = 7,4. Detta upprepas med ny vätska fyra gånger. Tiden i förbehandlingsvattnet är 24 timmar utom vid en av gångerna då den är 72 timmar. Därefter sköljs proverna i dricksvatten. Sedan startar själva provningen genom att proverna placeras i referensvatten (pH=7,4) under 72 timmar och därefter bestäms koncentration av ämnen och andra egenskaper i vätskan. Detta upprepas två gånger. Provningen utförs för betong för större konstruktioner med yta/vätskemängd = 1 cm²/ml.

4.2.6 Utlakning vid olika pH

I såväl de monolitiska utlakningstesterna och de granulära skak- och perkolationstesterna är lakvätskan demineraliserat vatten. För att kartlägga inverkan av pH på utlakningen har två provningsmetoder utarbetats för karaktärisering av avfall; SS-EN 14429 och SS-EN 14997. Den förstnämnda ger utlakning när pH initialt justerats med syra (salpetersyra) eller bas (natriumhydroxid), och den andra när pH styrs under hela utlakningstiden. De båda metoderna är i övrigt snarlika. De utförs på mellan 30 och 60 g material med maximal diameter 1 mm, med 8 olika pH-nivåer i området 2 - 12. Utlakningen pågår i 48 timmar. I metoden med bara initial pH-justering anges resultatet vid det pH-värde som lakvätskan har vid slutet av provningen.

4.3 Litteratur om utlakning av farliga ämnen ur betong och ballast

4.3.1 Utlakning ur betong med enbart CEM I

(Hillier, et al., 1999) drog slutsatsen från försök med en monolitisk provningsmetod att välhärdad CEM I-betong inte avgav detekterbara mängder av de giftiga metallerna i det gamla EU-direktivet om vatten för mänsklig konsumtion, medan icke välhärdad CEM I-betong avgav vanadin, vilket dock var lokaliserat enbart till betongens yta och inte påverkades av vct.

(Van Gerven, et al., 2003) mätte monolitisk utlakning ur karbonatiserade och okarbonatiserade bruk och drog slutsatsen att karbonatisering reducerade utlakningen av Ca, Ba, Cu, Pb och Ni medan utlakning av Mg ökade marginellt.

(Takahashi, et al., 2007) har bestämt utlakning av lösligt krom bestämt genom monolitisk utlakning med olika mängd vatten per ytenhet, ur bruk och betong med vanlig CEM I och vct=0,50 som härdats på olika sätt. Den använda japanska metoden

skiljer sig delvis från de som beskrivs i 4.2.2. Tre L/S (liquid/surface) har använts och vätskan har bytts 4 gånger under totalt 7 dygn.

Slutsatserna som dras är att utlakning av krom ur en 5 dagar gammal bruksprovkropp är relaterad till hur mycket vatten som provkroppen varit utsatt för. Högre L/S ger dock lägre koncentration i utlakningsvätskan. Ur betongytan som skyddats från uttorkning och koldioxid är utlakning så låg att den ligger under detektionsgränsen. Om betongytan inte skyddats fås betydligt mer utlakning, i synnerhet den första timmen. Värdena sjunker dock mycket snart till ungefär en tiondel av det initiala värdet.

(Engelsen, et al., 2010) studerade pH-beroendet på utlakning ur granulerad återvunnen betong och krossad okarbonatiserad betong med SS-EN 14429 och fann att den avgivna mängden metaller var avsevärt mindre från okarbonatiserad betong vid höga pH-värden. Detta gällde i synnerhet Cr, Mo och V.

(Beddoe, et al., 2021) har studerat vilken utlakningsmekanism (diffusion eller lösning från ytan) som är dominerande för vissa spårämnen, inverkan av naturlig och accelererad karbonatisering samt inverkan av avisningssalt och sulfat på utlakning av spårämnen ur vanlig CEM I-betong. Krom avges främst via diffusion, och karbonatisering snabbar på utlakningen. Även avisningssalt och sulfat ökar utlakningen av krom i viss mån.

Från okarbonatiserade provkroppar löses vanadin upp i ytan, men efter karbonatisering ökar utlakningen på grund av tillkommande diffusion. Karbonatisering och sulfat ökar utlakningen av vanadin, men avisningssalt har ingen märkbar effekt. Utlakning av strontium minskar när provkropparna karbonatiserats.

4.3.2 Utlakning ur betong som även innehåller alternativa bindemedel

(Yu, et al., 2005) undersökte utlakningen ur betong med 0, 20 och 40 % flygaska med dels en monolitisk provningsmetod som sträcker sig över 132 dagar med utbyte av utlakningsvätska mellanvar tredje till var 28:e dag (kortare intervall i början), dels en typ av skaktest som genomfördes vid olika tidpunkter upp till 1 års ålder på provkropparna. Den genomfördes också på fullständigt karbonatiserat provmaterial. Med den monolitiska metoden ökade utlakning av bly, koppar och zink med ökande halt flygaska och högre vct. För krom, kadmium och mangan var effekten av och flygaskehalt inte påtaglig. För kadmium, bly och kobolt erhöles ungefär samma utlakning oberoende av ålder. För krom minskade utlakning med stigande ålder. Däremot var utlakningen av krom betydligt större för det karbonatiserade materialet än det okarbonatiserade.

I CEN/TR 16142 (CEN, 2011) som utarbetats av CEN/TC51 (Cement) i samarbete med CEN/TC 104 (Betong) redovisas resultat från en tidig variant av en monolitisk provningsmetod för utlakning och en metod för att bestämma tillgänglighet på utlakningsbara ämnen som erhållits vid tre "round robin"-studier med flera laboratorier involverade. Provingarna utfördes på betong med flygaska som innehöll särskilt höga halter av skadliga spårämnen. I en utav studierna tillsattes dessutom extra arsenik, krom, kadmium och vanadin till betongen. Utlakningen mättes under enbart 14 dagar på 90 dygn gamla provkroppar som lagrats i 65 % RH under de 2 sista månaderna. Tillgänglighetsprovingen gjordes på krossat material < 0,125 mm som utsattes för en vätska med pH = 7 och sedan en med pH = 4.

De viktigaste slutsatserna från dessa studier är att den använda utlakningsmetoden inte var mogen för standardisering på grund av dålig reproducerbarhet. Utlakning av betongens huvudkomponenter (som Ca, Na, K och SO₄), vilka inte har någon betydelse för miljöpåverkan, var diffusionskontrollerad. För de flesta spårämnena var utlaknings så liten, på eller under detektionsgränsen, att det inte gick att avgöra om utlakningen var diffusionskontrollerad. Nivån på utlakningen gick inte att, på ett enkelt sätt relatera till halten av ämnen i betongen, och var flera storleksordningar mindre än halten i betong. Det gick inte heller att relatera utlakningen till den uppmätta tillgängligheten. De låga koncentrationerna i lakvattnet indikerar att betongen hade goda miljökväligheter. Detta gäller även om en "värsta-fall"-betong med avseende på spårämnen valts. Man drar

också slutsatsen att en betong som uppfyller kraven i SS-EN 206 inte kommer att ha någon signifikant påverkan på den omgivande miljön när den exponeras för naturliga omgivningsmiljöer.

(Mullauer, et al., 2015) har bestämt utlakning av huvudämnen (Ca, Na, K, Al, S och Si) och spårämnen (Ba, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Sr, V och Zn) ur betong med två vctekv-nivåer (0,40 och 0,60) och med CEM I, GGBS och flygaska genom provning med en monolitisk provningsmetod. När det gäller de flesta av huvudämnena, som inte är potentiellt skadliga, så minskar tillsats av såväl GGBS som flygaska utlakningen från betongen i hög grad.

Den ackumulerade utlakningen efter 56 dygns lakning av vissa av spårämnena ur ren CEM I-betong, betong med 20 % flygaska och betong med 70 % GGBS framgår av tabell 4.2. Utlakning av Cu, Ni, Co och Pb var obefintlig från samtliga blandningar.

Ämne	$vct_{ekv} = 0,60$			$vct_{ekv} = 0,40$		
	CEM I 100%	FA 20 %	GGBS 70 %	CEM I 100%	FA 20 %	GGBS 70 %
Ba	0,372	0,260	0,111	0,197	0,214	0,066
Cr	0,033	0,024	0,010	0,024	0,028	0,012
V	0,004	0,019	0,023	0,019	0,041	0,030
Zn	0,120	0,063	0,0012	0,010	-	--
Sr	1,189	0,876	0,376	0,660	0,640	0,367

Tabell 4.2

Ackumulerad utlakning efter 56 dygn av spårämnen (mmol/m²). Data från (Mullauer, et al., 2015).

Som framgår av tabell 4.2 så minskar utlakningen av spårämnena när en viss del av CEM I ersätts med flygaska eller GGBS, med undantag för vanadin. Halten vanadin var högre i flygaskan och GGBS än i CEM I, men bara ca 2 % av den totala halten vanadin var löslig vid den pH-nivå som lakvattnet hade. (11,5 %).

(Eztokova & Oravec, 2021) har genomfört utlakningsförsök med betong med höga halter GGBS (65 - 94 % GGBS) samt en referensbetong utan GGBS. Dels genomfördes lång-tidsprovning med prismor i en bestämd vätskevolym, där vätskan inte byttes under den 500 dygn långa exponeringstiden. Tre olika typer av vätskor användes, avjoniserat vatten med pH = 7,08, naturligt regnvatten med pH=6,4 och en Britton-Robisonlösning (BRS) med pH= 2,16. Ett annat försök var ett cykliskt test där provkropparna lades i en lösning med pH =3,5 i fem dagar, och därefter i laboratorieatmosfär i 2 dagar, vilket upprepades i fem cykler. I detta försök hölls pH konstant i lösningen under hela försöket. I det cykliska försöket undersöktes bara utlakningen av krom, och den var ungefär dubbelt så stor för provkroppen utan GGBS som för de med GGBS. Trots att start-PH i vätskorna i långtidsförsöken låg på olika nivåer, erhöles ungefär samma pH i vätskan från ungefär 250 dygn och framåt. Vid 500 dygn låg pH mellan 8,6 och 9,2 i samtliga fall, och vid 250 dygn var pH-nivån något lägre. Samma beteende erhöles för vätskans konduktivitet.

För krom var det destillerade vattnet den som gav högst utlakning, och blandningarna med GGBS hade högre utlakning av krom än blandningen utan GGBS. BRS-lösningen gav mycket liten utlakning av krom. När det gäller utlakning av arsenik och krom var utlakningen genomgående något högre för blandningarna med GGBS än från den utan. Inverkan av typ av vätska var inte så entydig som för krom, och BRS-lösningen orsakade utlakning i samma mån som vätskorna med högre pH. Utlakningen av barium ökade med ökande GGBS-halt och ju lägre pH på vätskan ju mer utlakning erhöles. För bly erhöles inga i entydiga resultat.

4.3.3 Utlakning ur ballast

På 23 svenska bergartsmaterial bestämdes i RVF-rapport 2006:6 (RVF, 2006) utlakning med skaktest (se 4.2.3) och med perkolationstest (se 4.2.4). Totalinnehåll (medelvärde) samt utlakning med de båda utlakningsmetoderna återges i tabell 4.3. Halterna

i lakvattnet är i 72 % av proverna så låg att de låg under bestämbarhetsgränsen, vilket gör att enbart ett maxvärde kan anges. Majoriteten av dess låg dessutom under detektionsgränsen, d.v.s. det är omöjligt att bestämma om ämnet i fråga finns i lakvattnet. I vissa fall kan kvoten för ämnena enbart uppskattas (värden inom parentes). I tabell 4.4 redovisas resultat från utlakning av anjoner från samma bergartsmaterial. ur samma En jämförelse av de uppmätta värdena från ballast med gränsvärden för dricksvatten enligt LVFS (tabell 2.1) ger vid handen att lakvattnet (ursprungligen avjoniserat vatten) från de 23 materialen i de flesta fall kan anses drickbart direkt efter filtrering. Undantag är dock kvicksilver och fluorid När det gäller kvicksilver beror detta på att bestämbarhetsgräsen ligger högre än kravgränsen. När det gäller fluorid ger sex bergprover högre halt fluorid i lakvattnet vid någon eller båda av lakttesterna än kravgränsen i LVFS.

Ämne	Totalinnehåll SS-EN 13656 Medelvärde (mg/kg)	Utlakning (medelvärden, i µg/l)			
		Skaktest SS-EN 12457-3		Perkolations-test SIS-CEN/TS 14405	
		Medel	Max	Medel	Max
Arsenik (As)	10	0,2	5,5	4,6	10,0
Barium (Ba)	--	4,0	18,0	17,3	50,0
Kadmium (Cd)	5,0	0,5	0,6	--	1,0
Kobolt (Co)	--	0,2	0,4	2,5	0,3
Krom (Cr)	50	8,0	8,0	--	5,0
Koppar (Cu)	20	--	5,0	--	10,0
Kvicksilver (Hg)	1,0	--	1,5	--	2,0
Mangan (Mn)	5000 (l)	14,1	145,0	15,0	27,0
Molybden (Mo)	--	8,5	10,5	7,8	10,0
Nickel (Ni)	20000	5,2	6,5	--	15,0
Bly (Pb)	5,0	1,3	1,5	--	1,0
Antimon (Sb)	5,0	0,5	1,0	1,3	2,0
Selen	<5	0,5	1,0	--	3,0
Tenn (Sn)	--	0,6	0,7	--	5,0
Vanadin (V)	--	2,8	12,0	3,1	10,0
Wolfram (W)	--	0,8	1,0	1,5	10,0
Zink (Zn)	--	5,8	6,0	--	50,0

Tabell 4.3

Utlakning av metaller i svenskt ballastmaterial vid skaktest respektive perkolationstest (RVF, 2006).

Anjon	Skaktest SS-EN 12457-3		Perkolations-test SIS-CEN/TS 14405	
	Medelvärde	Maxvärde	Medelvärde	Maxvärde
Klorid	--	50	--	50
Fluorid	--	30	19	20
Sulfat	98	130	--	250
Nitrat	--	250	--	50
Fosfat	--	250	--	10

Tabell 4.4

Utlakning av anjoner från svenskt ballastmaterial vid skaktest respektive perkolationstest i µg/l (RVF, 2006).

4.3.4 Inverkan av utlakningsvätskans egenskaper

Tre olika typer av beteendens särkiljs när det gäller pH:s inverkan på olika ämnens utlakning (Komonweeraket, et al., 2015), (Zhang, et al., 2016):

- Ett katjoniskt beteende, vilket innebär att utlakningen sjunker med ökande pH
- Ett oxyanjoniskt beteende, där utlakningen ökar med ökande pH upp till pH c:a 10.
- Ett amfotärt beteende där utlakningen är som lägst vid pH runt 7 och ökar med minskande och ökande pH.

(Zhang, et al., 2016) undersökte pH-beroendet på utlakningen av ämnen ur flygaska. De fann att alla undersökta ämnen utom Al, Ba, As, and Se hade ett katjoniskt beteende. Utlakning av Al och As följde ett amfotärt beteende med en lägsta utlakning vid pH = 7. Ba och Se uppvisade ett amfotärt beteende med en konstant utlakning i det sura och neutrala området och ökande utlakning vid höga pH.

(Zhang, et al., 2018) studerade inverkan av pH och partikelstorlek på utlakningen av bland annat spårämnen ur krossad återvunnen betong (med metod enligt 4.2.6). De kom fram till att de spårämnen som är känsligast för pH-variationer är arsenik och barium. Vid pH = 12 avges mycket lite arsenik, men då pH sjunker till 10 eller därunder ökar avgivningen med en faktor 50 eller mer. Det sker även en ökning när pH stiger. Barium har en relativt konstant utlakning upp till pH = 8 men därefter sjunker den med ökande pH. Sänkningen är dock inte lika drastisk som för arsenik

(Hartwich & Vollpracht, 2017) undersökte inverkan av olika typer av utlakningsvätskor, representerande ett antal grundvatten i Tyskland och avjoniserat vatten, på utlakningen av spårämnen från en vanlig CEM I-betong, en betong med sulfatresistent CEM I och betong med dessa cement båda där 30 % ersatts med flygaska. En monolitisk provningsmetod användes. De naturliga grundvattnen hade pH-värden mellan 6,5 och 9,3, ett var sulfatrikt. Hårdheten i de som inte var sulfatrika varierade mellan 7,4 och 34 °dGH och i det sulfatrika var hårdheten 84 °dGH. Utöver det avjoniserade vattnet användes också två referensvatten som anrikats mineraliskt för att ge hög hårdhet (15 respektive 30 °dGH).

De kom fram till att utlakningen av arsenik, kadmium, kvicksilver, selen och tallium var mycket liten från samtliga blandningar och inte spelade någon roll för påverkan på omgivningen dock kan användning av nya material leda till en ökning av innehållet eller utlakningen av dessa ämnen. För antimon, bly och kobolt uppmättes detekterbara mängder med avjoniserat vatten och de mineraliserade referensvattnen, men med de naturliga grundvattnen kunde ämnena inte detekteras. De drog också slutsatsen att utlakningsvätskans egenskaper spelar roll, då den påverkar jämvikten mellan utlakningsvätskan och porvätskan i betongen. Att använda avjoniserat vatten ger ett "värsta-fall-scenario".

4.4 Sammanfattande slutsatser från litteraturstudien.

- Vålhardad betong, tillverkad med krav på material och sammansättning enligt SS-EN 206-1, avger mycket små mängder potentiellt farliga spårämnen vid utlakningsförsök, ofta under detektionsgränsen. Detta gäller även för en betong med högre mängd flygaska än vad som tillåts enligt Ss 137003, och med en särskilt förorenad flygaska.
- Ämnen som avges i större mån vid utlakning av hårdad betong är sådana som inte har någon större negativ påverkan på dricksvattenkvaliteten, till exempel Ca och Na.
- Om betong utsätts för utlakning i tidig ålder är utlakningen större.
- Karbonatisering av betongytan ökar utlakning av i synnerhet krom, men även vanadin och molybden. Det är den tidiga utlakningen som främst ökar medan nivån sedan snabbt minskar till en bråkdel av den tidiga utlakningen. Utlakning av Ca, Ba, Cu, Pb och Ni minskade med karbonatisering.

-
- Utlakning av betongens huvudkomponenter (som Ca, Na, K och SO₄), vilka inte har någon betydelse för miljöpåverkan, är diffusionskontrollerad. Det innebär att ämnet har relativt hög löslighet och transporteras från det inre av en provkropp till provkroppens yta och den omgivande lakvätskan via porsystemet på grund av koncentrationsskillnader mellan ämnet i porvätskan och i den omgivande vätskan. För ämnen som har en diffusionskontrollerad lakning spelar porsystemet i betongen och dess konnektivitet stor roll för utlakningen. Generellt ger då ett lägre vattencementtal eller vattenbindemedelstal också betydligt lägre utlakning.
 - Tillsats av såväl GGBS som flygaska påverkar porsystemets struktur och konnektivitet och därmed också utlakningen av diffusionskontrollerade ämnen. I välhårdad betong minskar utlakningen av dessa ämnen i hög grad när GGBS eller flygaska tillsätts.
 - För de flesta spårämnena är utlakningen så liten, att det inte går att avgöra om utlakningen är diffusionskontrollerad eller inte. Det troliga är dock att utlakningen av de flesta spårämnena är lösningsbaserad, d.v.s. utlakningen från en partikel av ämnet beror på lösningsjämvikten mellan partikeln och vätskan i dess närmaste omgivning. Vätskan i dess närmaste omgivning kan då vara påverkad av förändringar i de omgivande fasta ämnena, orsakad av utlakning av andra ämnen eller karbonatisering.
 - Utlakningen av de flesta spårämnena minskar när en viss del av CEM I ersätts med flygaska eller GGBS. Ett undantag är vanadin. Flygaska ökar också utlakningen av bly, koppar och zink.
 - Nivån på utlakningen av spårämnena går inte att, på ett enkelt sätt relatera till halten av ämnen i betongen. Den var flera storleksordningar mindre än halten i betongen.
 - Det går inte heller att relatera utlakningen av spårämnena till den uppmätta tillgängligheten (utlakning bestämd på finkrossat material i en vätska med lågt pH). Tillgängligheten är ett mått på ämnenas löslighet.
 - De flesta spårämnena, förutom Al, Ba, As, and Se hade ett katjoniskt beteende, utlakningen minskar med ökande pH. Utlakning av Al och As följde ett amfotärt beteende med en lägsta utlakning vid pH = 7. Ba och Se uppvisade ett amfotärt beteende med en konstant utlakning i det sura och neutrala området och avvikande (uppåt eller nedåt) vid höga pH. Dessa är känsligast för pH-variationer, då små pH-variationer i det basiska området kan ge stora skillnader i utlakning.
 - Att använda en utlakningsvätska som ligger i nederkanten av det aktuella pH-intervallet ger alltså ett "värsta-fall"-scenario för de flesta spårämnena.
 - De flesta svenska bergarter som används i betong ger inte utlakning av ämnen som påverkar dricksvattenkvaliteten i någon märkbar mån. Det finns dock vissa som kan avge fluorid i märkbara halter.

5 Provnings av klimatförbättrad betong för vattenanläggningar

5.1 Material och betongsammansättningar

5.1.1 Material

Material som valdes till de olika betongsammansättningar sammanställs i tabell 5.1

Materialtyp	Produktnamn	Beteckning	Tillverkare/ leverantör	Mängd och ankomstdatum till RISE Borås.
Cement	Anläggning Slite	CEM I 42,5 N SR3 MH/LA	Cementa	200 kg, 2021-07-08
	Miljöcement	CEM II/B-S 52,5 N	Schwenk	100 kg, 2021-07-07
	Bas 2.0 Slite	CEM II/A-LL 42,5 N	Cementa	
GGBS	Slagg Merit	Uppfyller SS-EN 15167-1	Swecem	100 kg, 2021-07-05
	Slagg Bremen	Uppfyller SS-EN 15167-1	Thomas Cement	100 kg, 2021-07-08
Silikastoft	Microsilica 920	Uppfyller SS-EN 13263-1, klass 1	Elkem	--
Luftpor bildare (AEA)	LPS-V ^a		Sika	5 liter, 2021-07-09
Flyttillsats medel	ViscoCrete-1020 X ^b		Sika	5 liter, 2021-07-09
Fin ballast	0/8 mm	Betonggrus 1	Jehander	-
	0/8 mm	Betonggrus 2	Heda	
Grov ballast	8/16 mm	Makadam 1	Jehander	
	8/16 mm	Makadam 2	NCC	

^a Luftporbildaren är en modifierad rotharts

^b Flyttillsatsen är en polykarboxylateter

Tabell 5.1

Använda material.

5.1.2 Material - Kraven i AW347

I tabell 5.2 anges totalhalt av spårämnen arsenik, kadmium, krom, nickel och bly för de material som använts i betongsammansättningarna i detta projekt, samt maxvärdet för halt av dessa ämnen då provning av utlakning på material i kontakt med dricksvatten inte är nödvändig enligt AW347 (DVGW, 2006).

Samtliga använda tillsatsmedel, såväl luftporbildare som flyttillsatsmedel, har intyg att de uppfyller kraven i AW347.

Ämne	Krav i AW347 ^{a)}	Slagg Bremen	Slagg Merit	Schwenk Miljöcement	Cementas cement	Silikastoft Elkem
Arsenik	≤ 100	< 5	< 2	< 5	5-10	< 20
Kadmium	≤ 10	< 1	< 0,1	≤ 6	0,1-1,0	< 5
Krom	≤ 500	< 100	< 100	< 100	50-100	< 100
Nickel	≤ 500	< 5	< 5	< 50	20-60	< 50
Bly	≤ 500	< 5	< 1	< 10	10-40	< 100

^{a)} För att provning inte ska vara nödvändig

Tabell 5.2

Krav i AW347 på totalhalt i mg/kg i bindemedel och halt i använda material.

5.1.3 Betongsammansättningar

Av materialen i tabell 5.1 gjöts ett antal betongsammansättningar. För samtliga betongsammansättningar gäller:

- $vbt = 0,45$
- Bindemedelshalt = 360 kg/m³,
- Avsedd konsistensklass = S4 (sättnått 160 - 210 mm)
- Flytmedel har använts för att uppnå rätt konsistens

I blandning 1 – 4 har betonggrus 1 och makadam 1 använts.

I blandning 5 – 11 har betonggrus 2 och makadam 2 använts.

I blandning 8, 9 och 10 tillsattes luftporbildare (AEA).

Övriga sammansättningsdata för betongblandningarna ges i tabell 5.3. Blandningarna i tabellen är givna i den ordning de gjöts, vilket skedde i tre omgångar:

- Blandning 1 – 4 gjöts 2021-07-13/14
- Blandning 5 – 7 gjöts 2021-11-22/23/24
- Blandning 8 - 11 gjöts under perioden 2022-01-24 och 2022-01-31

Baserat på densitetsmätningar på provkroppar avsedda för tryckprovning har lufthalten i blandningarna utan luftporbildare uppskattats till c:a 3 % och i blandningarna med luftporbildare till ca 5 %.

5.2 Provningsmetodik

5.2.1 Konsistens

Vid tillverkning av provkroppar bestämdes konsistensen genom provning av den färska betongens sättnått enligt SS-EN 12350-2. Vid provningen fylls en en stympad kon med betong i två lager, varje lager stampas med en metallpinne 25 gånger. Därefter lyfts konen av och ställs bredvid betongen, som nu har sjunkit ihop. Därefter mäts avståndet från konens topp till högsta punkt på betongen, se figur 5.1.

Blandning nr, namn	Cement		Tillsatt GGBS		Silikastoft Elkem.	PC-klinker	AEA
	Typ	Halt, %	Typ	Halt, %	Halt, %	Halt, %	Nej
1 Referens	Anl. Slite	100	---	0	0	95	Nej
2 Schwenk	Miljö-cement	100	---	0 (I cementet ingår ca 30 % GGBS)	0	65	Nej
3 Merit	Anl. Slite	50	Merit	45	5	47,5	Nej
4 Bremen	Anl. Slite	50	Bremen	45	5	47,5	Nej
5 U2 ^c	Anl. Slite	70	Merit	25	5	66,5	Nej(Ja) ^b
6 H1 ^d	Miljöcement	75	Merit	25	0	48,75	Nej
7 B-ref	Anl. Slite	100	---	0	0	95	Nej
8 U1 ^c	Anl. Slite	70	Merit	30	0	66,5	Ja
9 U3 ^c	Bas.2.0 Slite ^a	82	Merit	18	0	65	Ja
10 U4 ^c	Bas.2.0 Slite ^a	82	Merit	13	5	65	Ja
11 H2 ^d	Bas.2.0 Slite ^a	60	Merit	35	5	48	Nej

^a I Bas 2.0 Slite ingår ca 16 % LL, kalksten, som huvudbeståndsdel.

^b Av misstag gjöts denna blandning utan luftporbildare, vilket påverkar betongens hållfasthet och kan påverka frostbeständigheten. Kan dock endast ha en marginell inverkan på utlakningen.

^c Blandningar speciellt anpassade för utomhuskonstruktioner utsatta för frost.

^d Blandningar speciellt anpassade för konstruktioner som inte är utsatta för frost.

Tabell 5.3

indemedelssammansättning
i betongblandningarna.



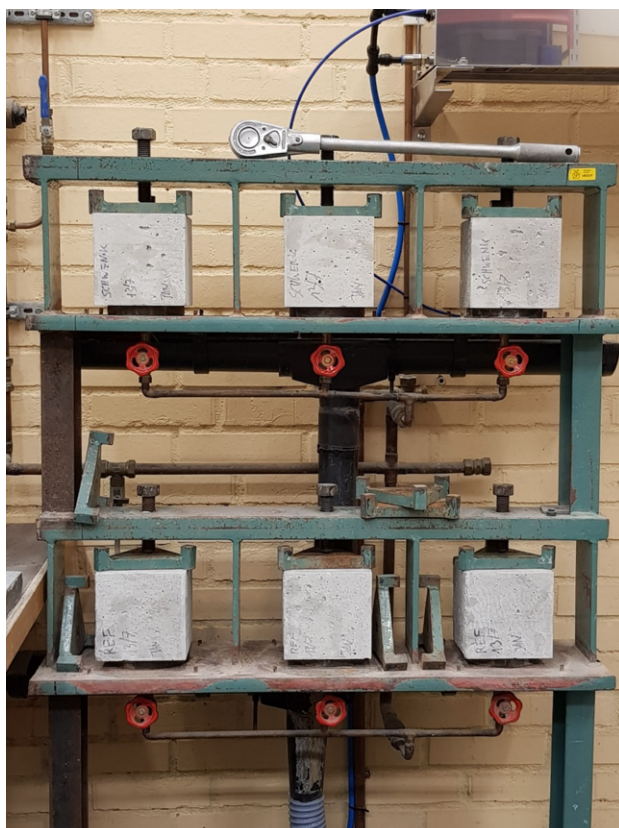
Figur 5.1

Provning av sättmått på
färsch betong.

5.2.2 Motstånd mot vatteninträngning

Motstånd mot vatteninträngning provas enligt SS-EN 12390-8 på kuber 150×150×150 mm som är minst 28 dygn gamla. Fram till provning vattenlagrades provkropparna vid en temperatur av 20 ± 2 °C. De sätts under vattentryck under 72 ± 2 h. Vid start monteras kuberna i en ställning med ett bestämt vattentryck. Enligt metoden ska vattentrycket vara 500 ± 50 kPa. Kuberna utsattes för tryck av vattnet i 72 ± 2 timmar. Därefter knäckes kuberna och man mätte med skjutmått hur långt in vattnet har trängt in. Se figur 5.2.

Åldern hos provkropparna vid provstart varierade för de olika gjutomgångarna.



Figur 5.2

Provning av motstånd mot vatteninträngning enligt SS-EN 12390-8 på kuber.

5.2.3 Tryckhållfasthet

Tryckhållfasthet provas enligt SS-EN 12390-3 på kuber 150×150×150 mm. Efter gjutning förvarades kuberna i vatten fram till provning. Tryckhållfastheten bestämdes vid 5 olika åldrar, 2 dygn, 7 dygn, 28 dygn, 56 dygn och 90 dygn för att följa hållfasthetsutvecklingen.

5.2.4 Frostbeständighet

Provkroppar från blandningarna avsedda för utomhusbruk (U1 - U4) provades med avseende på frostbeständighet enligt SS 137244, metod B (med avjoniserat vatten).

5.2.5 Utlakning - monolitisk

Monolitisk utlakning (se 4.2.2) bestämdes på kuber 100×100×100 mm enligt SIS-CEN/TS 16637-2. Direkt efter gjutning placerades kuberna i täta plastpåsar och förvarades i rumstemperatur fram tills utlakningen startades vid x dygns ålder.

Ingen formolja användes i formarna vid tillverkningen. Vid start av provningen placerades provkropparna i en behållare med den mängd avjoniserat vatten som ger ett L/A (vätska i l/provyta i m²) på 80 ± 10 . Vattnet byttes helt i bestämda intervall enligt tabell 5.4 och analyserades vid varje byte.

Analystillfälle	Tid efter start:
1	6 timmar
2	1 dygn
3	2 dygn och 6 timmar
4	4 dygn
5	9 dygn
6	16 dygn
7	36 dygn
8	64 dygn

Tabell 5.4

Intervall för byte och analys av lakvatten.

Vid varje analystillfälle analyserades:

- pH, elektrisk konduktivitet, färg, lukt, turbiditet, metaller, anjoner (klorider, sulfat, fluorid) och TOC.
- Metaller: Al, Sb, As, Ba, Pb, Cd, Cr, Cr^{VI}, Co, Cu, Mo, Ni, Tl, V, Zn, Hg och U.

Bestämning av halt av Al, Sb, As, Ba, Pb, Cd, Cr, Co, Cu, Mo, Ni, Tl, U, V och Zn utfördes med optisk emissionsspektroskopi med induktivt kopplad plasma (ICP-OES)).

Lakvattnets elektriska konduktivitet bestämdes med ett konduktivitetsmätningssinstrument som kalibrerats enligt SS-EN 27888.

- pH bestämdes potentiometriskt med en glaselektrod

Halten sexvärt krom (CR VI) bestämdes med UV-synlig spektrometri enligt en modifierad variant av SS-EN 196-10.

- Halten anjoner bestämdes med jonkromatografi (IC)
- Turbiditet bestämdes enligt SS-EN ISO 7027-1:2016.
- Färg bestämdes enligt SS-EN ISO 7887:2012 del C mod.
- Bestämning av lukt utfördes enligt SLV-metoden, daterad 1990-01-01.
- Bestämning av TOC utfördes enligt SS-EN 1484:1997.

5.2.6 Utlakning - skaktest

Det skaktest som användes var SS-EN 12457-3, där provning först bestäms för L/TS=2 (mängd vätska permängd torrsustans) efter 6 timmar och sedan för L/TS=10 efter ytterligare 18 timmar. Provkroppar som användes för nedkrossning till skaktestet förvarades från gjutning inplastade i laboratorieatmosfär fram till krossning. Största kornstorlek på det krossade materialet var 4 mm.

Ålder på provkropparna vid nedkrossning var:

- Blandning 1,2,3 & 4: ca 7 månader
- Blandning 5,6 & 7: ca 3 månader
- Blandning 8, 9, 10 & 11: ca 1 månad

5.3 Resultat och diskussion - den färska och hårdnade betongens egenskaper

5.3.1 Konsistens

Provningsresultat för konsistens för blandningarna enligt Tabell 5.3 i redovisas i tabell B.1.1 i Bilaga B.

Sättnmätt delas enligt SS-EN 206:2013 upp i kategorier S1 - S5. Vid gjutningen eftersträvades sättnmättskategori S4, vilket innebär ett sättnmätt på 160 - 210 mm. Sättnmätten ligger alla inom det önskade intervallet. Det är heller inte fråga om några väsentliga

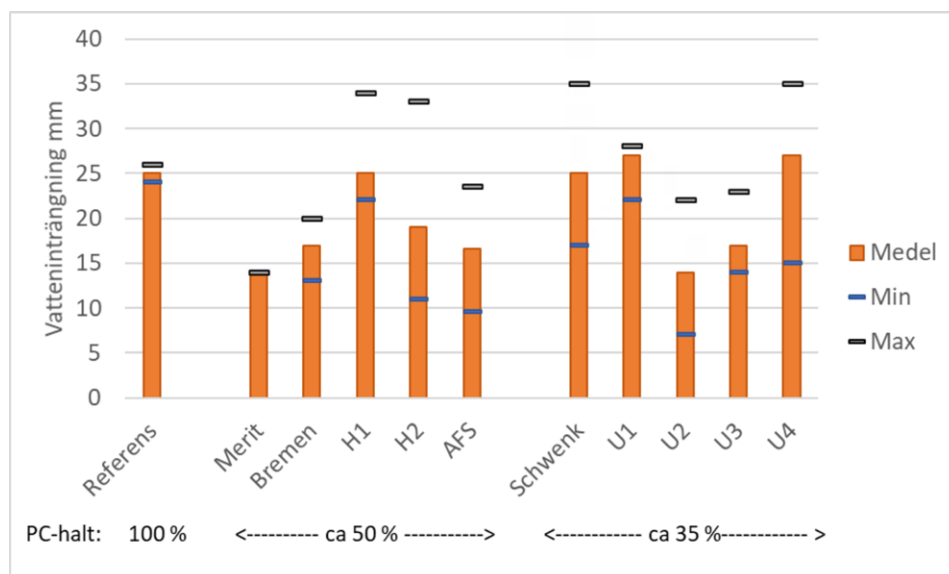
skillnader i åtgång av flytmedel. Denna parameter är därför inte avgörande för val av bindemedel.

5.3.2 Vatteninträngning

Provningsresultat för vatteninträngning för blandningarna enligt tabell 5.3 i redovisas i tabell B.1.2 i bilaga B. Resultat för blandning AFS återfinns i bilaga A. Den uppmätta vatteninträngningen redovisas grafiskt i figur 5.3.

Ersättning av en viss del av CEM I med enbart GGBS har ingen effekt på medelvatteninträngningen. Blandningarna H1, Schwenk och U1 som utöver PC-klinker bara innehåller GGBS har ungefär samma vatteninträngning som referensblandningen. När CEM I-SMA kombineras med både GGBS och silikastoft så minskar vatteninträngningen (blandningarna Merit, Bremen och U2). U3 och U4 innehåller båda CEM-II/A-LL och GGBS medan U4 också innehåller silikastoft, men här tycks silikastoft ge högre vatteninträngning. Att kombinera flygaska och GGBS som alternativa bindemedel (AFS) tycks ha en positiv inverkan på vattentätheten.

Denna mätmetod har sina brister och alltför stort värde ska inte fästas vid dessa provresultat. Dessutom har de provkroppar som använts uppnått olika åldrar när provningen startats (se tabell B.1.2).



Figur 5.3

Medelvärde av tre provkroppar samt, min- och maxvärde för vatteninträngning.

5.3.3 Hållfasthet

Provningsresultat för hållfasthet och lufthalt för blandningarna enligt tabell 5.3 i redovisas i tabell B.1.3 i bilaga B. Resultat för blandningarna AF och AFS återfinns i bilaga A.

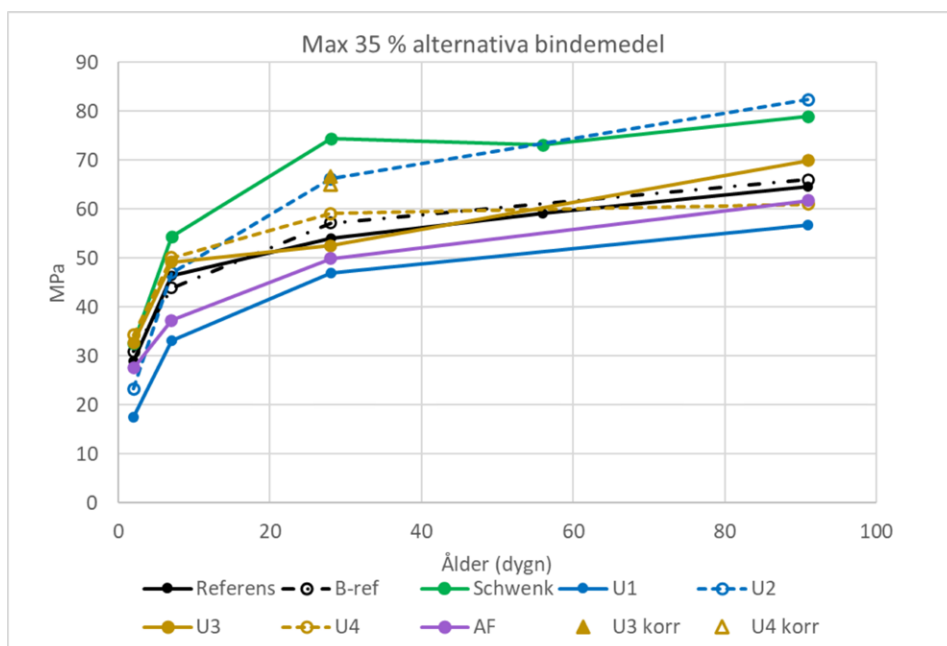
I tabell B.1.3 redovisas medelvärdena för hållfasthet vid 2, 7, 28, och 90 dygns ålder bestämd på vattenlagrade provkroppar för samtliga blandningar samt lägsta uppmätta värde vid 28 dygn. I normalfallet bestämd på tre provkroppar per blandning och tillfälle, förutom i de fall som anges i tabell B.1.3. För blandningarna Referens, Schwenk, Merit och Bremen bestämdes även 56-dygnshållfastheten på tre provkroppar. Eftersom tillsättning av luft i betongen reducerar hållfastheten har i tabell B.1.3 även ungefärlig lufthalt, beräknad utgående från densitet hos tryckprovade provkroppar, betongrecept och delmaterialens kompaktdensitet, inkluderats.

När det gäller att välja optimalt bindemedel baserat på hållfasthetsutveckling så påverkas det av vilken hållfasthet som är kritisk i det speciella fallet. Den tidiga hållfastheten påverkar hur länge man måste vidta speciella åtgärder för att skydda konstruktionen mot uttorkning och eventuell sprickbildning, och när det är möjligt att avforma en betongkonstruktion.

I figur 5.4 visas hållfasthetsutvecklingen för blandningar med högst 35% alternativa bindemedel. Lufthalten är högre i U3 och U4 vilket ger lägre hållfasthet, än utan förhöjd lufthalt som i de övriga blandningarna. Medellufthalten i blandningar utan luftporbildare är 3 %. Enligt (Helsing, 2019) minskar 28-dygns hållfastheten med mellan 3 och 4 MPa för varje procentenhet ökad lufthalt. Om man antar att minskningen är 3,5 MPa per ökad %-enhet lufthalt, så kan 28-dygns hållfastheten i blandningar som motsvarar U3 och U4 men utan förhöjd lufthalt räknas upp till 66,6 MPa respektive 65,1 MPa. Dessa värden är markerade med trianglar i figur 5.4. En tydlig indikation fås på att tillsatts av 5 % silikastoft i en blandning med CEM I-SAM och GGBS (blandning U2) ger en avsevärt bättre hållfasthetsutveckling än med bara GGBS (blandning U1).

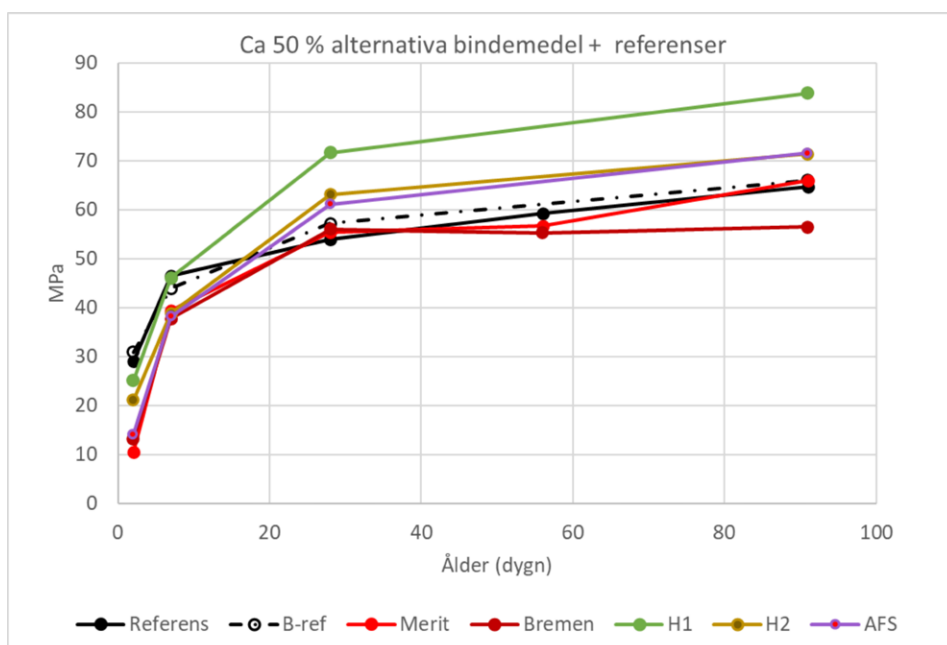
I figur 5.5 visas hållfasthetsutvecklingen för blandningar med ca 50 % alternativa bindemedel samt de båda referenserna. I dessa blandningar har inga luftporbildare tillsatts. Trots det är lufthalten i blandning H2 ovanligt hög, 4,4 %. I blandningarna Merit och Bremen ingår också 5 % silikastoft och CEM I-SAM, men i detta fall fås inte den tydligt positiva effekt på hållfasthetsutvecklingen som när maxhalten av alternativa bindemedel är 35 %. Högst hållfasthet, både på lång och kort sikt, fås i blandning H1 där GGBS kombineras med ett CEM II/B-S (ca 30 % GGBS). Även GGBS kombinerat med ett CEM II/A-LL (ca 16 % kalksten) och 5 % silikastoft (blandning H2) ger högre 28-dygns hållfasthet. Om samma omräkningsfaktor med avseende på förhöjd lufthalt används som för U3 och U4, skulle 28-dygns hållfastheten ha varit 4,9 MPa högre, alltså 68 MPa, vilket gör att den inte ligger mer än 3,6 MPa under H1.

Hållfastheten vid 2 och 7 dygn för blandningar med högst 35 % alternativa bindemedel visas i figur 5.6. Lufthalten påverkar även dessa hållfastheter och lufthalten för U3 och U4 är förhöjda, vilket gör att de inte är helt jämförbara med övriga blandningar. De hade utan luftporbildare haft något högre 2- och 7-dygns hållfastheter. Alla blandningar utom U1 och AF har 7-dygns hållfastheter på jämförbar nivå. Är den tidiga hållfastheten kritisk bör man undvika att kombinera enbart GGBS med den typ av PC-klinker som ingår i CEM I-SAM (lågalkaliskt, sulfatresistent med moderat värmeutveckling) utan i så fall även inkludera silikastoft vilket höjer hållfastheten både vid 2 och 7 dygn. Ett cement med samma PC-klinker som i CEM I-SAM (lågalkaliskt, sulfatresistent med moderat värmeutveckling) i vilken c:a 16 % flygaska ingår (AF) ger även den en märkbar sänkning av den tidiga hållfastheten, dock inte i samma grad som med enbart 30 % GGBS.



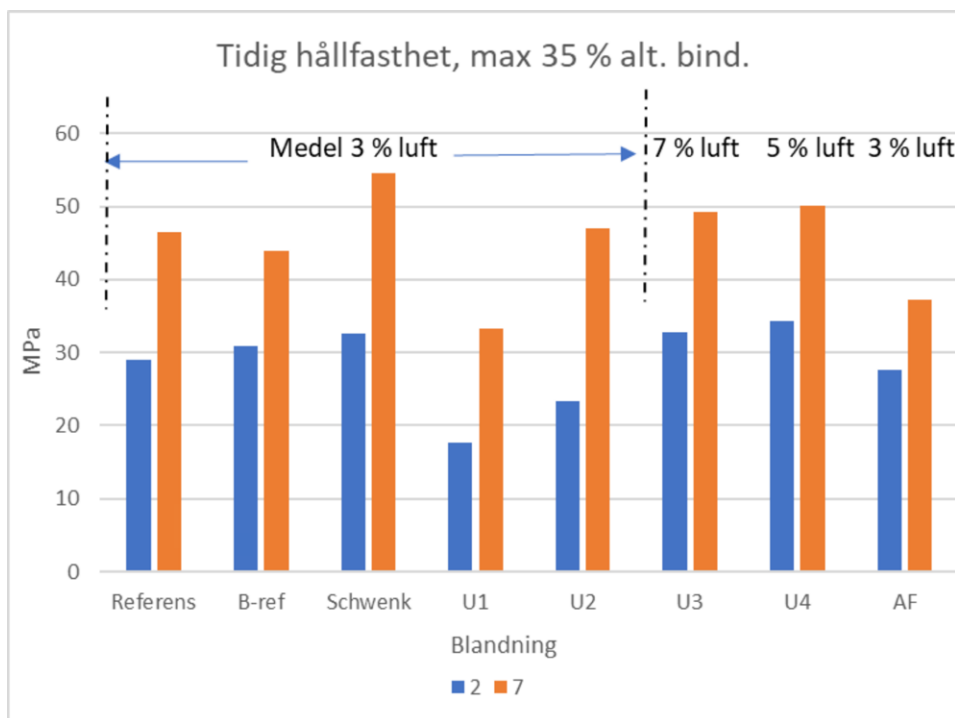
Figur 5.4

Hållfasthetsutvecklingen för blandningar med högst 35 % alternativa bindemedel.



Figur 5.5

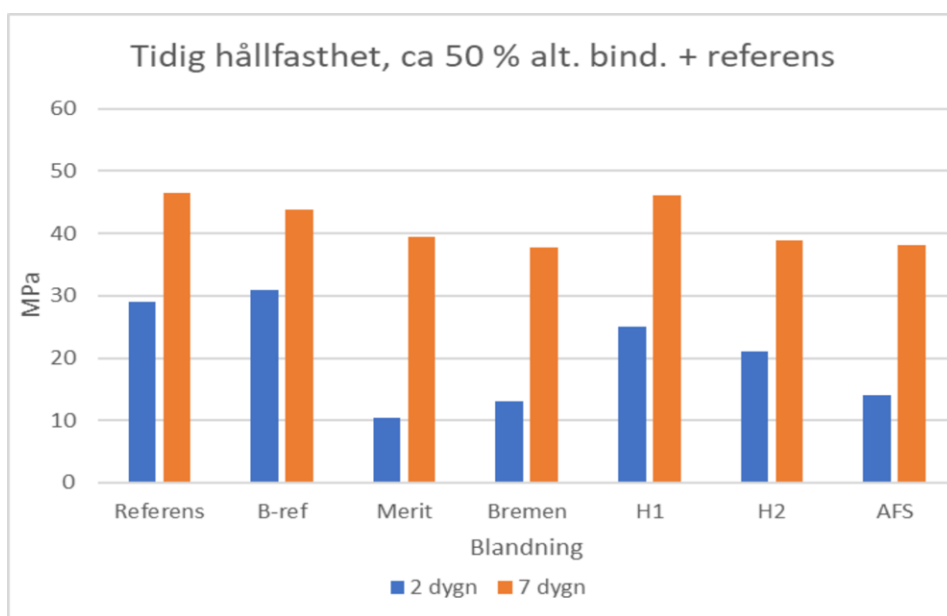
Hållfasthetsutvecklingen för blandningar med ca 50 % alternativa bindemedel samt två referenser.



Figur 5.6

Hållfasthet vid 2 och 7 dygn för blandningar med högst 35 % alternativa bindemedel.

Hållfastheten vid 2 och 7 dygn för blandningar med ca 50 % alternativa bindemedel samt referenserna visas i figur 5.7. Vad gäller 7-dygns hållfastheten så är den för blandningen med CEM II/B-S och GGBS (H1) på samma nivå som för referenserna och något lägre för övriga blandningar med alternativa bindemedel. Den riktigt tidiga hållfastheten (2 dygn) är däremot lägre för alla blandningar med alternativa bindemedel. Allra lägst är den för blandningarna med 45 % GGBS och 5 % silikastoft kombinerat med CEM I-SAM (Merit och Bremen). Den positiva effekten av 5 % silikastoft som erhöles vid lägre halter av alternativa bindemedel ser man alltså inte i detta fall. Däremot tycks en kombination med denna PC-klinker och flygaska och GGBS ge en något högre 2-dygns hållfasthet (AFS).



Figur 5.7

Hållfasthet vid 2 och 7 dygn för blandningar med cirka 50 % alternativa bindemedel samt referenserna.

En konstruktions bärförmåga dimensioneras efter 28-dygns hållfastheten, och det är den som en entreprenör specificerar vid beställning av betong från en betongtillverkare. Betongtillverkaren optimerar sin betong för denna 28-dygns hållfasthet och krav på konsistens, d.v.s. bestämmer hur mycket bindemedel och tillsatsmedel som krävs med aktuell ballast och vilken vattenmängd som kan användas. Denne beaktar då den begränsning av vtekv som gäller för den aktuella exponeringsklassen enligt SS137003. Eftersom bindemedlet är det som är dyrast i betongen strävar betongtillverkaren alltid efter att hålla nere bindemedelshalten så mycket som möjligt.

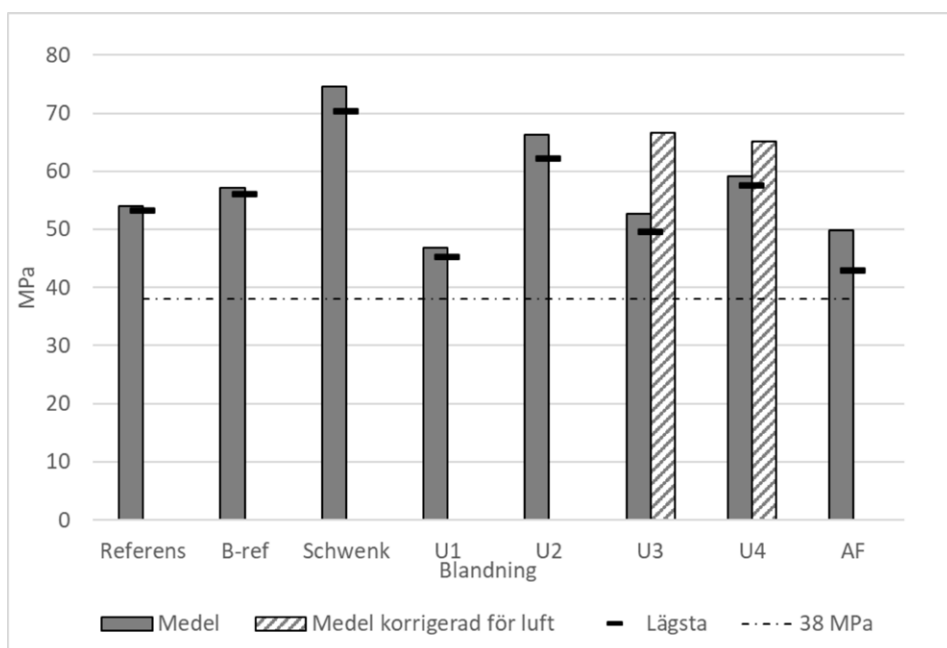
Även om 28-dygns hållfasthet och konsistens är den primära grunden för optimering av betongrecept, inverkar även alla andra krav som ställs på betongen (korttidshållfastheter, täthet, olika typer av beständighet, spricksäkerhet) och tillgängliga råmaterial (främst ballast) på vilken betongsammansättning som i ett aktuellt fall är den optimala.

De blandningar som gjutits i detta projekt är inte optimerade utifrån 28-dygns hållfasthet utan här har den totala mängden bindemedel och vattenhalt hållits konstant på en nivå som är bruklig för betongblandningar för användning i dricksvattenanläggningar. Det innebär att de uppmätta hållfastheterna kommer att variera beroende på bindemedelssammansättning och bindemedlets förmåga att utveckla hållfasthet i olika faser, vilket varierar. För de blandningar som gjutits här har dock ett grundkrav varit att hållfasthetsklass C30/C37 ska uppnås. Detta innebär att den uppmätta medeltryckhållfastheten hos tre vattenlagrade kuber vid 28 dygn bör vara minst 38 MPa och hållfastheten hos enstaka kub får inte understiga 34 MPa.

Om ett betongrecept enbart behöver vara optimerat för att uppfylla krav på 28-dygns hållfasthet, så skulle bindemedelmängden i en betongblandning som i dessa försök där bindemedelmängden är densamma uppvisar betydligt högre 28-dygns hållfasthet än övriga kunna sänkas i i förhållande till övriga blandningar. Det innebär i sin tur att dess koldioxidavtryck minskar ytterligare i förhållande till övriga blandningar.

Medelhållfastheten och lägsta uppmätta hållfasthet vid 28 dygn för blandningar med högst 35 % alternativa bindemedel visas i figur 5.8. Eftersom lufthalten i U3 och U4 avviker från övriga blandningar anges även korrigerad 28-dygns hållfasthet (utan förhöjd lufthalt) för dessa blandningar. Som synes klarar samtliga blandningar det grundläggande hållfasthetskravet utan problem. Blandning U2, U3 och U4 ger 28-dygns hållfastheter på likvärdig nivå, medan U1 och AF ger betydligt lägre hållfasthet. Högst 28-dygns hållfasthet ger portland-slaggcementet (CEM II/B-S).

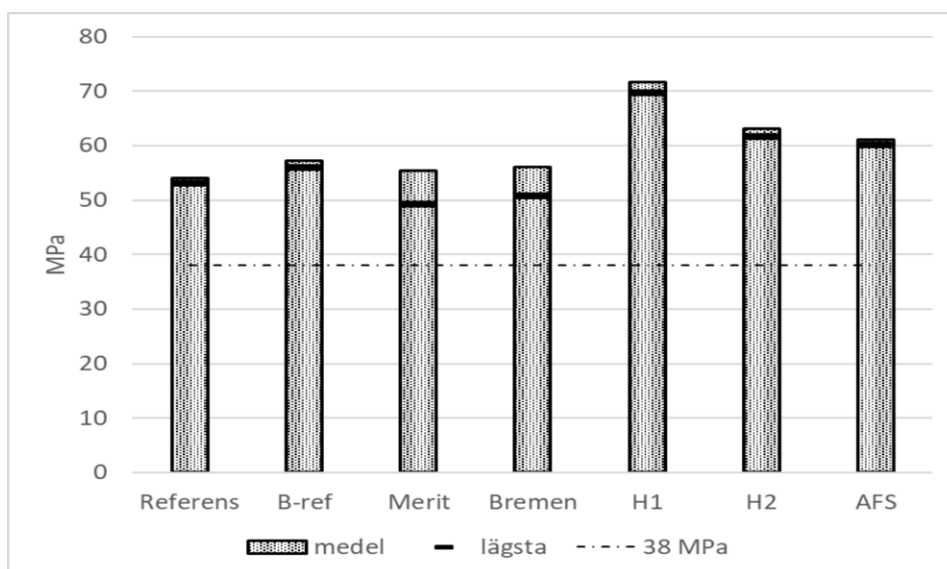
Av alla blandningar där PC-klinkern är lågalkalisk och sulfatresistent fås vid denna inblandningsnivå högre 28-dygns hållfasthet med 5% silikastoft och 25 % GGBS än med enbart 30 % GGBS och än med rent cement. Ersättning av denna PC-klinker med enbart 16 % flygaska (AF) eller enbart 30 % GGBS sänker 28-dygns hållfastheten i förhållande till med rent cement. Allra högst 28-dygns hållfasthet uppnås dock med portland-slaggcementet (Schwenk). I denna och i U3 och U4 som ger hållfastheter på ungefär samma nivå som U1 är PC-klinkern inte lågalkalisk eller sulfatresistent.



Figur 5.8

28-dygns hållfasthet blandningar med högst 35 % alternativa bindemedel samt värde korrigerat för förhöjd lufthalt för U3 och U4.

Hållfastheten vid 28 dygn för blandningar med cirka 50 % alternativa bindemedel samt referenserna visas i figur 5.9. I dessa blandningar har ingen luftporbildare använts. Av alla blandningar där PC-klinkern är lågalkalisk och sulfatresistent fås högre 28-dygns hållfasthet med ca 10 % flygaska och 35 % GGBS än med 5 % silikastoft och 45 % GGBS, och även högre än med bara rent cement. Allra högst 28-dygns hållfasthet uppnås dock med portland-slaggcementet kombinerat med GGBS som tillsatsmaterial (H1). I denna och i H2 är PC-klinkern inte lågalkalisk eller sulfatresistent.

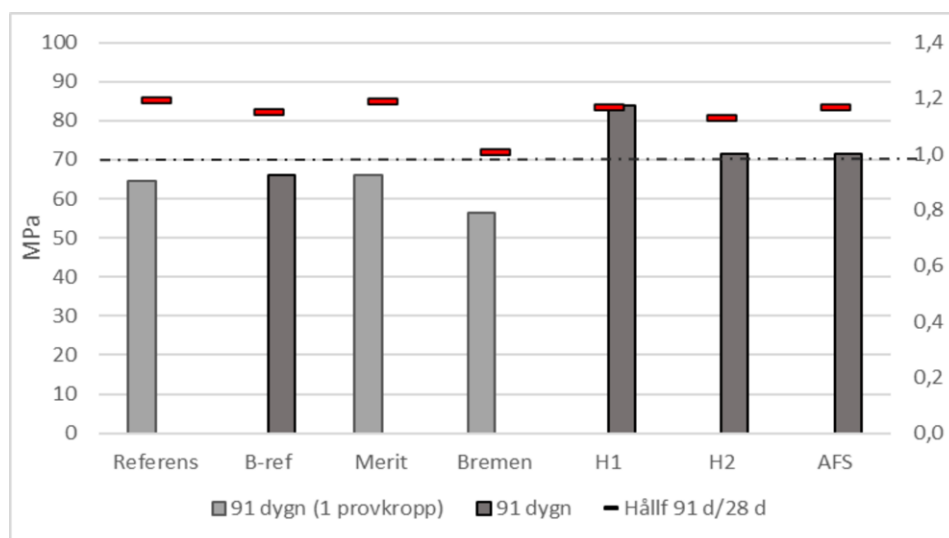


Figur 5.9

28-dygns hållfasthet för blandningar med cirka 50 % alternativa bindemedel samt referenserna.

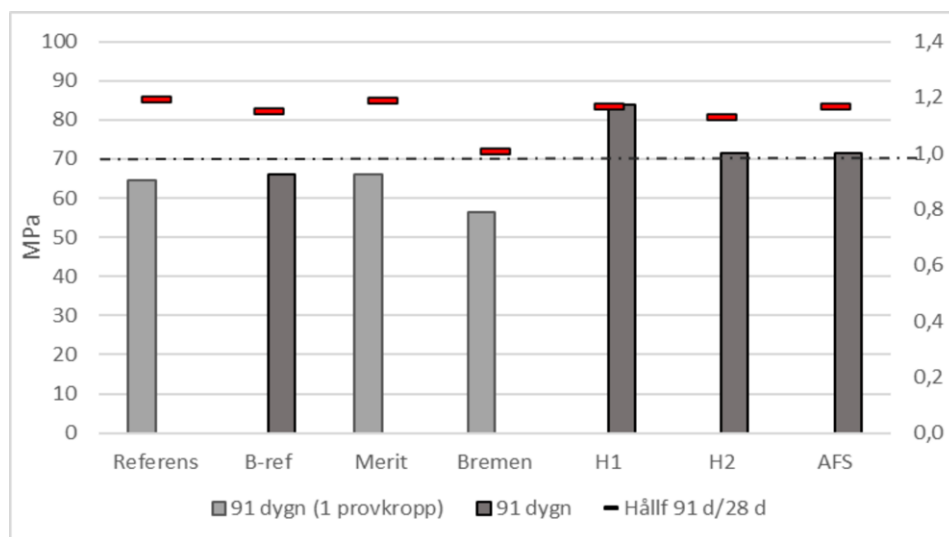
Hållfasthetstillväxt efter 28 dygn kan på sikt ge bättre beständighet och livslängd och högre säkerhetsmarginaler när det gäller bärförmåga. Hållfastheten vid 91 dygns ålder för blandningarna med högst 35 % alternativa bindemedel visas i figur 5.10 tillsammans med den relativa hållfasthetstillväxten efter 28 dygn (91-dygns hållfasthet/28-dygns hållfasthet). Observera att för blandningarna Referens och Schwenk har 91-dygns hållfastheten bestämts på bara en provkropp, medan för övriga har tre provkroppar provats. Detta gör värdena för dessa blandningar mer osäkra än för övriga blandningar. För U3

och U4 anges också ett värde korrigerat för den högre lufthalten. Detta har bestämts genom att använda samma procentuella ökning av hållfastheten som vid 28 dygn. Två blandningar, Schwenk och U4, har betydligt lägre hållfasthetstillväxt mellan 28 och 91 dygn än de övriga blandningarna.



Figur 5.10
91-dygnshållfasthet och hållfasthetsökning (skala till höger) mellan 28 och 91 dygn för blandningar med högst 35 % alternativa bindemedel.

Samma värden visas för blandningarna med ca 50 % alternativa bindemedel och referenserna i figur 5.11. Högst 91-dygnshållfasthet har uppnåtts med blandningen med slaggement kombinerad med tillsatt GGBS. Även i detta fall har 91-dygnshållfastheten bestämts på enbart en provkropp för blandningarna Referens, Merit och Bremen, medan för övriga har tre provkroppar provats. Övriga blandningar förutom Bremen har jämförbar 91-dygnshållfasthet. Hållfasthetstillväxten mellan 28 och 91 dygn är också jämförbar hos alla blandningar utom Bremen, där den är nästan obefintlig. Observera att de låga värdena för Bremen är baserad på endast en provkropp är dessa tendenser mycket osäkra.



Figur 5.11
91-dygnshållfasthet och hållfasthetsökning (skala till höger) mellan 28 och 91 dygn för blandningar med cirka 50 % alternativa bindemedel samt referenserna.

Man måste dock vara medveten om att de uppmätta värdena gäller provkroppar som vattenlagrats fram till tryckning. I verkliga konstruktioner är det vanligt att man bara skyddar konstruktionen från uttorkning under ca en vecka, därefter får den härda i luft. Detta ger en lägre hållfasthetsutveckling, eftersom tillgången på vatten i betongen, som är nödvändig för att bindemedelsreaktionerna ska äga rum, minskar. Utsätts konstruktionen

sedan för fritt vatten igen, som ju är fallet för de flesta betongkonstruktionerna i en dricksvattenanläggning, kan hastigheten på bindemedelsreaktionerna åter öka.

Att använda en betong med avsevärt högre 28-dygnshållfasthet än vad konstruktionen är dimensionerad för kan vara förenat med komplikationer. Minimiarmering och armering som är till för att förhindra sprickor i betongkonstruktioner dimensioneras för att balansera betonghållfastheten. Detta leder till att ökad betonghållfasthet gör att konstruktionen kräver mer sprickarmering, vilket inte beaktats vid dimensioneringen.

Dimensioneringsreglerna, d.v.s. beräkningsregler för att bestämma en konstruktions bärförmåga och stadga, innehåller säkerhetsfaktorer som bygger på en hållfasthetsutveckling på sikt som man har i traditionell betong, det vill säga CEM I-betong, utsatt för olika möjliga omgivningsmiljöer; torra och fuktiga. Avviker hållfasthetsutvecklingen för ett nytt bindemedel i hög grad från det som fås med CEM I-betong bör effekterna av det studeras närmare. Det finns förslag på att dimensioneringen ska baseras på 56- eller 90-dygnshållfasthet i stället för 28-dygnshållfasthet, då det senare missgynnar betong med bindemedel med långsammare initial hållfasthetsutveckling men större tillväxt på lång sikt.

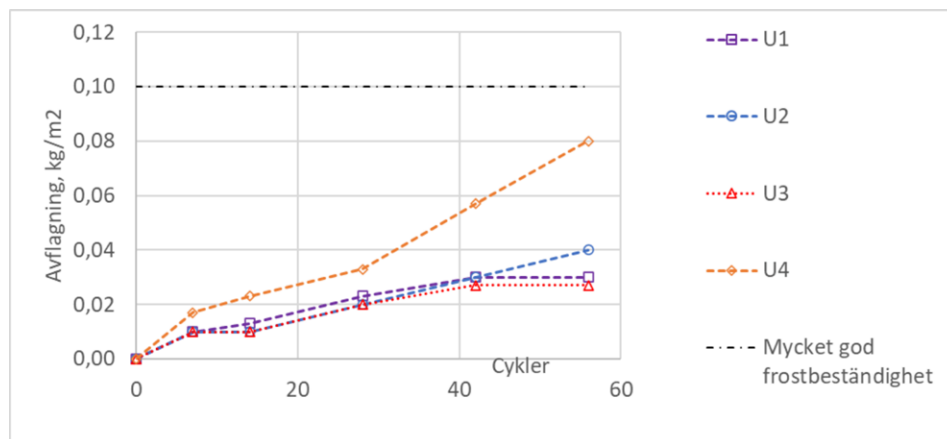
5.3.4 Frostbeständighet

Avflagnings vid frysning med rent vatten på ytan (SS137244 metod B) har bestämts på blandningarna U1, U2, U3 och U4 och medelvärden för tre provkroppar per blandning redovisas i tabell B.1.4 i bilaga B och i figur 5.12.

Som ses i figur 5.12 är avflagnings vid frostprovning med avjoniserat vatten mycket liten för samtliga blandningar avsedda för utomhusbruk. En avflagnings under 0,10 kg/m² efter 56 dygn indikerar en mycket god frostbeständighet i fuktiga miljöer utan salt (exponeringsklass XF3).

För XF3 kan man enligt SS 137003 välja mellan att påvisa frostbeständighet på två olika sätt, endera genom den typ av frostprovning som genomförts på dessa blandningar eller genom att säkerställa att lufthalten i betongen är minst ett visst värde. Detta värde varierar med största kornstorleken hos ballasten i betongen. För de aktuella blandningarna gäller att lufthalten ska vara minst 4,5 %. I detta fall uppnås inte denna lufthalt i blandningarna U1 och U2 (se tabell B.1.4), men trots det tyder mätvärdena på att frostbeständigheten kommer att vara mycket god för samtliga blandningar. Någon systematisk relation mellan lufthalt och avflagnings kan inte urskiljas i denna provning.

Om man väljer frostprovning ska för XF3 god frostbeständighet påvisas, d.v.s. en ackumulerad avflagnings vid förprovning av betongen som inte överstiger 0,50 kg/m². Den enda tendens man kan ana av resultaten är att blandningen med ett cement med kalkstensfiller och tillsatt silikastoft (U4) har något större avflagnings än övriga blandningar, trots att denna blandning är en av de två som faktiskt uppfyller lufthaltskravet. Dock är värdena även för denna blandning långt under gränsvärdet.



Figur 5.12

Ackumulerad avflagnings för U1, U2, U3 och U4.

Den använda mätmetoden mäter ytavflagningen på grund av frost. Detta är en typ av frostskada som kan uppstå. Risken för denna typ av frostskada är mest uttalad salta miljöer, till exempel i marina miljöer eller vägmiljö där avisningssalt används. En annan typ av frostskada är inre frostsprängning på grund av att porvattnet fryser och expanderar. Förekomst av inre frostsprängning har inte kontrollerats i detta fall. Med en tillräcklig lufthalt som uppnåtts med hjälp av ett luftporbildande tillsatsmedel som är väl avpassat för de använda bindemedlen, d.v.s. ger önskad luftporstruktur, är risken för inre frostsprängning liten.

5.4 Resultat och diskussion - utlakning

5.4.1 Monolitisk utlakning - allmänt

Uppmätta värden för blandningarna Referens, Schwenk, Merit och Bremen enligt tabell 5.3 redovisas i tabellerna B.2.1 - tabell B.2.25 i Bilaga B. I bilaga A återfinns uppmätta värden för blandning AF. Dessa värden utgör medelvärde från lakvätska från två provkroppar per betongblandning som $\mu\text{g/l}$ lakvatten. För att erhålla resultaten i mg/m^2 betongyta multipliceras de angivna värdena med faktorn 0,083. I tabellerna anges värdena i den lakvätska som tas ut vid varje tillfälle då vätskan byts.

5.4.2 Skaktest utlakning - allmänt

Uppmätta värden redovisas i tabellerna B.3.1 - B.3.4 i Bilaga B. I bilaga A återfinns uppmätta värden för blandning AF och AFS.

I SS-EN 12457-3, anges förhållandet vätska/torrsubstans som L/S, men då L/S ibland används för att beteckna vätska/ytarea (liquid /surface area) används här för tydlighets skull beteckningen L/TS för vätska/torrsubstans.

Två värden uppmäts vid tillämpning SS-EN 12457-3. Det första anger värdet på parametern då materialet varit utsatt för utlakningsvätskan 6 timmar med L/TS=2. Därefter bestäms utlakningen/parametervärdet efter utlakning i ytterligare 18 timmar med L/TS=8. Det värde som anges (L/TS=10) är den sammanlagda utlakningen under båda stegen då materialet varit utsatt för totalt L/TS=10 under sammanlagt 24 timmar.

I rapporten från utföraren anges utlakningen som utlakad mängd per torrsubstans (mg/kg). Detta värde har i tabellerna räknats om till utlakad mängd per l lakvatten vid L/TS = 2 och sammanlagd utlakad mängd per l lakvatten vid L/TS = 10. Torrsubstansen är c:a 0,175 kg.

5.4.3 Jämförelse monolitisk utlakning - skaktest

De båda metoderna använder olika principer för att bestämma utlakningen. Den monolitiska metoden SIS-CEN/TS 16637-2 baseras på vätskevolym i förhållande till provets yta (L/A), medan skakmetoden SS-EN 12457-3 bygger på vätskevolym i förhållande till provets torrsubstansvikt (L/TS). I den monolitiska används en kub med sidlängden 10 cm och i skakmetoden en viss mängd material krossat till en kornstorlek på högst 4 mm. Om man antar att medelkornstorleken är 2,5 mm i skaktestet får en nedkrossad kub med sidlängden 10 cm en yta på 24000 cm^2 . I tabell 5.5 har en beräkning av skillnaden i exponering i form av provyta per vätskevolym för de två metoderna genomförts med detta antagande. Uttryckt som vätska per torrsubstans (L/TS) är exponeringen ungefär densamma efter det första steget i den monolitiska metoden som vid L/S=2 i skakmetoden, men uttryckt som provyta per vätskevolym är exponeringen 44 gånger större. Vid provningens slut är exponerad yta per utlakningsvätska 70 gånger högre för skakmetoden än för den monolitiska metoden. Efter 5 steg med den monolitiska metoden är L/TS ungefär ungefär densamma (10,9) som när skakmetoden avslutas (10) men exponerad yta per utlakningsvätska är 20 gånger högre för skakmetoden än för den monolitiska metoden. Denna beräkning tar inte hänsyn till exponeringstiden, men för

steg 1 i den monolitiska metoden och för $L/T=2$ i skakmetoden är tidsperioden i båda fallen 6 timmar, vilket gör att värdena borde kunna korreleras med hjälp av skillnaden i yta/TS för de båda metoderna. Tar man hänsyn till exponeringstiden på det sätt som gjordes i avsnitt 2.4 så kan man dra slutsatsen exponeringen efter 5 steg med den monolitiska metoden ligger på ungefär samma nivå som vid $L/T=2$ med skakmetoden och efter 6 steg är den på ungefär samma nivå som vid $L/T=10$ i skakmetoden (se tabell 2.8 och tabell 2.9).

Metod	Vikt TS	Volym TS	Yta TS	Provningssteg	Volym vätska	L/TS	Yta TS/ vätska
	kg	cm ³	cm ²		l	l/kg	cm ² /l
Monolit	2,2	1000	600	St. 1	4,8	2,2	125
				St. 1-5	24,0	10,9	55,0
				St. 1-8	38,4	17,5	15,6
Skak	2,2	1000	24000	L/TS=2	4,4	2	5455
				L/TS=10	22	10	1091
Skak/monolit	---			L/TS= ca 2	-	-	44
				L/TS= ca 10	-	-	20
				Avslut	-	-	70

TS = torrsubstans

St. 1 = efter första utlakningssteget

St. 1-5 = efter femte utlakningssteget

St. 1-8 = efter sista utlakningssteget

Tabell 5.5

Jämförelse av exponeringen vid den monolitiska metoden och skakmetoden.

En viktig skillnad mellan metoderna utlakningen är dock att i den monolitiska metoden ligger provkroppen stilla i sitt utlakningsbad under varje steg, medan rörelse påtvingas i gränssytan mellan material och vätska genom skakningar under utlakningsprocessen med skakmetoden. Detta ger en homogen koncentration av ämnet i lakvätskan under utlakningsprocessen, medan det uppstår koncentrationsgradienter i lakvätskan med den monolitiska metoden med högre koncentration vid provkroppens yta, vilket ger en lägre drivkraft för utlakningen från provkroppen.

I tabellerna 5.6 och 5.7 jämförs utlakningen av klorider respektive sulfat vid olika L/TS vid skakmetoden och vid den monolitiska metoden. Som framgår av värdena för S/M (värde med skakmetoden/värde med den monolitiska metoden) finns det inget entydigt samband mellan resultaten. Vid ett L/TS på ca 2 varierar S/M med mellan 200 och över 1000 för klorid och mellan 34 och 96 för sulfat. Vid ett L/TS på ca 10 varierar S/M för sulfat mellan 8 och 42. Det är alltså inte möjligt att entydigt korrelera värden på utlakning från skakmetoden med värden från den monolitiska metoden. Det är inte heller så att blandningarna rankas på samma sätt med avseende på utlakningen med de båda metoderna, när det gäller klorider så lakas mest ut från blandning Bremen i skaktestet, medan blandning Schwenk lakar ut mer med den monolitiska metoden. När det gäller sulfat lakas nästan dubbelt så mycket ut från blandningarna Merit och Bremen som från de övriga blandningarna, men med den monolitiska metoden är utlakningen från de tre blandningarna med GGBS likvärdiga.

Blandning	Klorid, mg/l							
	Skak	Mono.	S/M	Skak	Mono.	Mono	S/M	
L/TS	2	2,2	ca 2	10	10,9	17,5	ca 10	10/17,5
1 Referens	< 4,0	<0,005	--	< 4,0--	--	--	--	--
2 Schwenk	15,2	0,076	200	6,9	0,064	0,085	108	81
3 Merit	53,0	< 0,05	> 1060	20,6	--	--	--	--
4 Bremen	47,3	< 0,05	> 946	16,5	--	--	--	--
AFS (bil A)								

Tabell 5.6

Jämförelse utlakning av klorid vid L/TS ca 2 och ca 10 för skakmetoden och den monolitiska metoden samt utlakning vid L/TS = 17,5 för den monolitiska metoden.

Blandning	Sulfat, mg/l							
	Skak	Mono.	S/M	Skak	Mono.	Mono	S/M	
L/TS	2	2,2	ca 2	10	10,9	17,5	ca 10	10/17,5
1 Referens	52,6	0,564	93	16,4	0,88	1,3	19	13
2 Schwenk	33,4	0,99	34	10,8	1,31	2,32	8	5
3 Merit	71,5	0,97	74	45,7	1,27	2,07	36	22
4 Bremen	88,5	0,964	92	49,1	1,18	2,38	42	21
AF (bil. A)								

Tabell 5.7

Jämförelse utlakning av sulfat vid L/TS ca 2 och ca 10 för skakmetoden och den monolitiska metoden samt utlakning vid L/TS = 17,5 för den monolitiska metoden.

Den enda metall som ger mätbara värden med den monolitiska metoden och som även mätts vid skaktestet är barium. En jämförelse av mätvärdena för barium ges i tabell 5.8. Korrelationen mellan metoderna är här något bättre, men inte tillfredsställande. I detta fall fås åtminstone samma rangordning mellan blandningarna med de båda metoderna.

Blandning	Barium							
	Skak	Mono.	S/M	Skak	Mono.	Mono.	S/M	S/M
L/TS	2	2,2	ca 2	10	10,9	17,5	ca 10	17,5
	µg/l	µg/l		µg/l	µg/l	µg/l		
1 Referens	615	40	15	678	54	71	13	10
2 Schwenk	443	20	22	524	28	34	19	15
3 Merit	77,1	10	8	86,9	15	18	6	5
4 Bremen	79,9	10	8	80,4	12	11	7	7

Tabell 5.8

Jämförelse utlakning av barium vid L/TS ca 2 och ca 10 för skakmetoden och den monolitiska metoden samt utlakning vid L/TS = 17,5 för den monolitiska metoden.

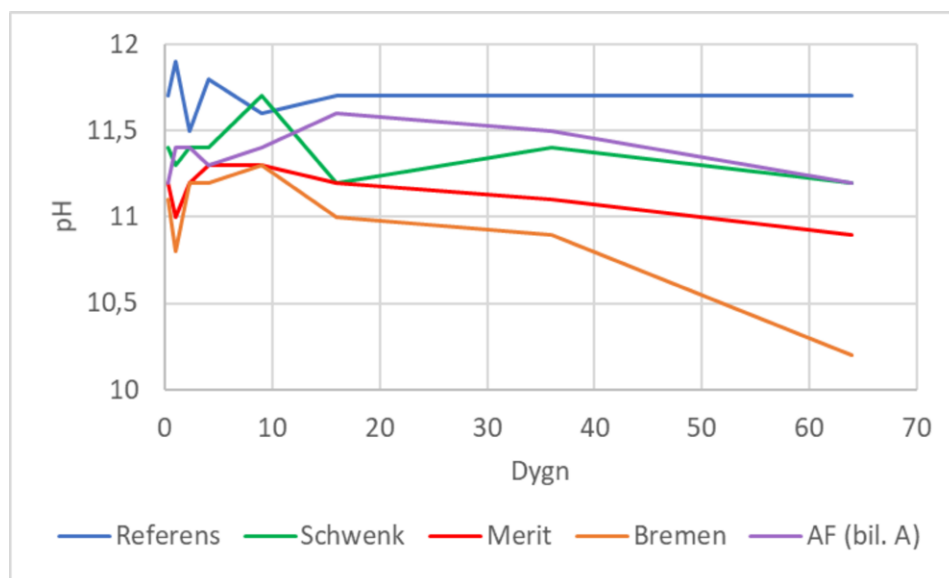
Sammanfattningsvis är det alltså inte möjligt att entydigt korrelera värden på utlakning från skakmetoden med värden från den monolitiska metoden. Det är inte heller säkert att blandningarna rankas på samma sätt med avseende på utlakningen av specifika ämnen med de båda metoderna.

5.4.4 pH, konduktivitet, färg, lukt, turbiditet och TOC

pH

pH-värden uppmätta vid den monolitiska utlakningen visas grafiskt i figur 5.13. De flesta pH-värdena både vid den monolitiska utlakningen (tabell B.2.1) och med skakmetoden (tabell B.3.1) ligger över gränsen för otjänligt dricksvatten enligt LVFS, vilket är pH=10,5. Lakvattnet från blandningarna med betong med GGBS och silikastoft har dock lägre pH än från ren CEM I-betong. Som framgår av tabell 5.9 i vilken pH-värden vid L/TS = ca 2 och ca 10, samt vid utlakningens avslut för de blandningar som provats med båda metoderna jämförs, så är pH ungefär en enhet högre med skakmetoden än

vid den monolitiska utlakningen. En bidragande orsak till lägre pH vid den monolitiska utlakningen i förhållande till i skaktestet kan vara risken att kalciumoxid i lakvätskan karbonatiserar på grund av inläckande koldioxid under den långa exponeringsperioden, vilket i så fall sänker pH-värdet i vätskan.



Figur 5.13

Uppmätta pH-värden vid monolitisk utlakning.

Blandning	pH				
	Skak	Mono	Skak	Mono	Mono
L/TS	2	2,2	10	10,9	17,5
1 Referens	12,6	11,7	12,4	11,6	11,7
2 Schwenk	12,5	11,4	12,2	11,7	11,2
3 Merit	12,1	11,2	11,9	11,3	10,9
4 Bremen	12,0	11,1	11,8	11,3	10,2
AF (bil. A)	12,5	11,4	12,4	11,4	11,2

Tabell 5.9

Resultat för skaktest och monolitiskt test för pH för blandning 1 – 4 samt AF (bilaga A).

Rangordningen mellan dessa blandningar stämmer dock rätt väl för de olika metoderna. Användning av alternativa bindemedel ger lägre inverkan på pH i dricksvattnet för samtliga blandningar både i skaktestet och den monolitiska provningen. Ett byte från ett CEM I till ett blandat bindemedel med slagg och silikastoft är därför enbart positivt ur denna aspekt.

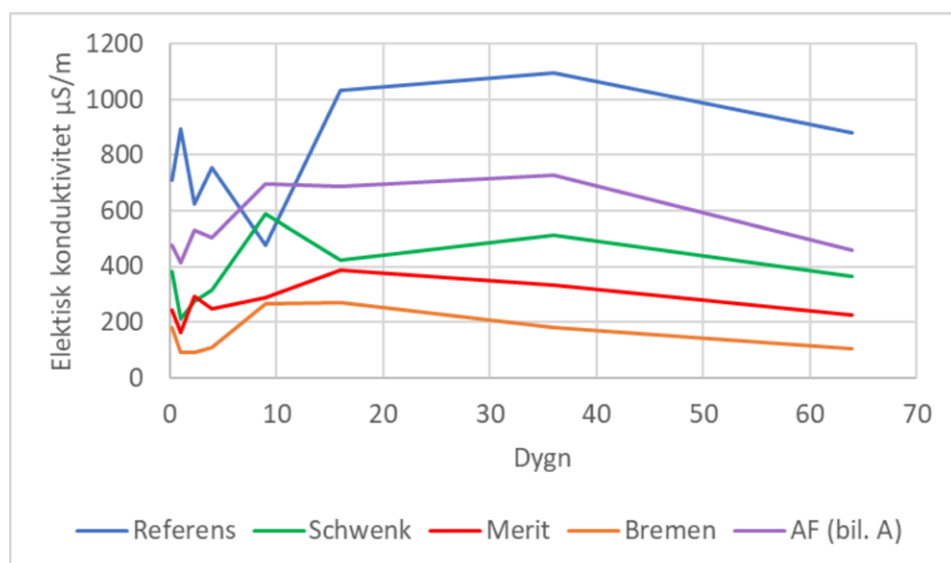
Det högsta uppmätta pH-värdet är 12,6. Om man förutsätter att pH-värdet beskriver vätejonkoncentrationen ($\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$) och bortser från buffring, aktivitetskoefficienter med mera så kan förändringen i pH på grund av utlakning uppskattas för olika utspädningsgrader. Gränsvärdet för pH-värde är 10,5. Om man antar att den utlakade vätskan har $\text{pH} = 12,6$ och man får en utspädningsgrad på 4,4 som erhålls vid den monolitiska utlakningen efter 24 timmar, så kan ursprungs-pH i dricksvattnet vara 10,3 utan att gränsvärdet överskrids. På längre sikt (utspädningsgrader > 40) höjs pH-värdet i ett dricksvatten som har pH nära gränsvärdet inte mer än 0,011 enheter på grund av utlakning från betong.

Parametern ingår inte bland de som behöver bestämmas för cementbaserade produkter i kontakt med dricksvatten enligt AW347.

Elektrisk konduktivitet

Uppmätta värden på elektrisk konduktivitet vid den monolitiska utlakningen redovisas i tabell B.2.3 i bilaga B och för blandning AF i bilaga A. Dessa värden redovisas grafiskt i figur 5.14. Motsvarande värden vid skaktestet återfinns i tabell B.3.1 i bilaga B.

Gränsvärdet för elektrisk konduktivitet är 250 mS/m (=2500 µS/cm). De flesta värden för den elektriska konduktiviteten uppmätta både vid den monolitiska utlakningen ligger under denna gräns, medan de flesta värdena uppmätta med skakmetoden ligger över denna gräns. Som framgår av tabell 5.10 i vilken pH-värden vid L/TS = ca 2 och ca 10, samt vid utlakningens avslut för de blandningar som provats med båda metoderna jämförs, så är den elektriska konduktiviteten ungefär en tio-potens högre med skakmetoden än vid den monolitiska utlakningen. Lakvattnet från blandningarna med betong med GGBS och silikastoft har dock alltid lägre pH än från ren CEM I-betong.



Figur 5.14

Elektrisk konduktivitet i utlakningsvätskan vid monolitisk utlakning.

Blandning	Elektrisk Konduktivitet mS/m				
	Skak	Mono	Skak	Mono	Mono
L/TS	2	2,2	10	10,9	17,5
1 Referens	844	712	751	479	881
2 Schwenk	735	382	434	591	363
3 Merit	357	243	206	289	225
4 Bremen	271	179	174	265	105
AF (bil A)	801	699	623	699	461

Tabell 5.10

Jämförelse av elektrisk konduktivitet vid L/TS ca 2 och ca 10 för skakmetoden och den monolitiska metoden samt värde vid L/TS = 17,5 för den monolitiska metoden.

Parametern ingår inte bland de som behöver bestämmas för cementbaserade produkter i kontakt med dricksvatten enligt AW347.

Färg

Färg har enbart bestämts vid den monolitiska utlakningen och mätvärdena redovisas i tabell B.2.3 i bilaga B samt för blandning AF i bilaga A. Värdena ligger under detektionsgränsen och väl under gränsvärdet för tjänligt dricksvatten med anmärkning enligt LVFS, vilket är 15 mg/l Pt. Denna parameter torde därför inte vara någon källa till problem.

Parametern ingår inte heller bland de som behöver bestämmas för cementbaserade produkter i kontakt med dricksvatten enligt AW347.

Lukt

Lukt har enbart bestämts vid den monolitiska utlakningen och mätvärdena redovisas i tabell B.2.4 i bilaga B samt för blandning AF i bilaga A.

De flesta värdena ligger över gränsen för otjänligt dricksvatten enligt LVFS vilket är svag lukt. Lakvattnet från blandningarna med betong med GGBS och silikastoft uppvisar dock ingen tydlig skillnad från lakvatten från ren CEM I-betong, vilket är det som använts i dricksvattenanläggningar under lång tid. I försöken överstiger luktintensiteten inte svag lukt förrän efter 4 dygn, efter en exponering som är 17,6 ggr mer intensiv än i en verklig dricksvattenanläggning. En utspädningsgrad på 17,6 av lakvatskan torde knappast ge märkbara luktförnimmelser.

För blandning AF som innehåller cirka 16 % flygaska, ser luktförloppet något annorlunda ut. I det fallet fås en starkare luktavgivning tidigt i utlakningsprocessen vilken dock avtar mot slutet. Om denna typ av bindemedel används ökar därför behovet av en initial intrimningsperiod av en ny anläggning på upp till en vecka under vilken denna parameter kontrolleras innan vattnet levereras till kund.

Parametern ingår bland de som behöver bestämmas för cementbaserade produkter i kontakt med dricksvatten enligt AW347.

Turbiditet

Turbiditet har enbart bestämts vid den monolitiska utlakningen och mätvärdena redovisas i tabell B.2.5 i bilaga B samt för blandning AF i bilaga A.

Samtliga värden ligger väl under gränsen för tjänligt med anmärkning enligt LVFS vilket är 0,5 FNU, NTU. Turbiditeten blir något högre i betong med alternativa bindemedel än med ren CEM I-betong. Högsta uppmätta värdet var 0,43 FNU, NTU. Redan vid en utspädningsgrad på 40 fås värdet 0,11 vilket utgör ca 2,2 % av gränsvärdet (för AF i bilaga A). Parametern torde därför inte påverka dricksvattenkvaliteten mer än ytterst marginellt.

Parametern ingår bland de som behöver bestämmas för cementbaserade produkter enligt AW347.

Organiskt kol (TOC, DOC)

TOC har enbart bestämts vid den monolitiska utlakningen och mätvärdena redovisas i tabell B.2.6 i bilaga B samt för blandning AF i bilaga A. Vid skaktestet bestämdes DOC och mätvärdena redovisas i tabell B.3.1 i bilaga B.

Det enda värde som ligger över detektionsgränsen i den monolitiska som är 2 mg/l är för AF efter 6 timmar, då värdet är 4 mg/l.

I skaktestet fås mätbara värden. Värdet vid $L/TS = 2$ är ca 10 ggr högre än värdet vid $L/TS = 10$ vilket tyder på att huvuddelen av det organiska kolet lakas ut tidigt i utlakningsprocessen. Högsta värden fås för CEM I-betongen, medan inblandningar av GGBS och silikastoft reducerar halten organiskt kol i lakvattnet. Det är anmärkningsvärt att blandningarna som innehåller flygaska (AF och AFS i bilaga A) har lägre avgivning av DOC till lakvattnet än CEM I, då flygaska som kommer från kolkraftverk normalt innehåller en viss mängd kol. För att begränsa halten obränt kol i flygaskan provar man dess glödförlust. Den använda flygaskan är av kategori A enligt SS-EN 450-1 vilket innebär att glödförlusten inte får vara större än 5 %. Det finns två andra kategorier med högre glödförlust (7 % respektive 9 %) och potentiellt högre kolinnehåll. För användning i betong i Sverige krävs dock enligt SS137003 att flygaskan ska uppfylla kategori A.

Det finns dock inga gränsvärden angivna för TOC för utgående dricksvatten i LVFS. I EUs dricksvattendirektiv anges att ingen onormal förändring får förekomma och att parametern inte behöver provas för täkter med mindre vattenuttag än 10 000 m³/dag.

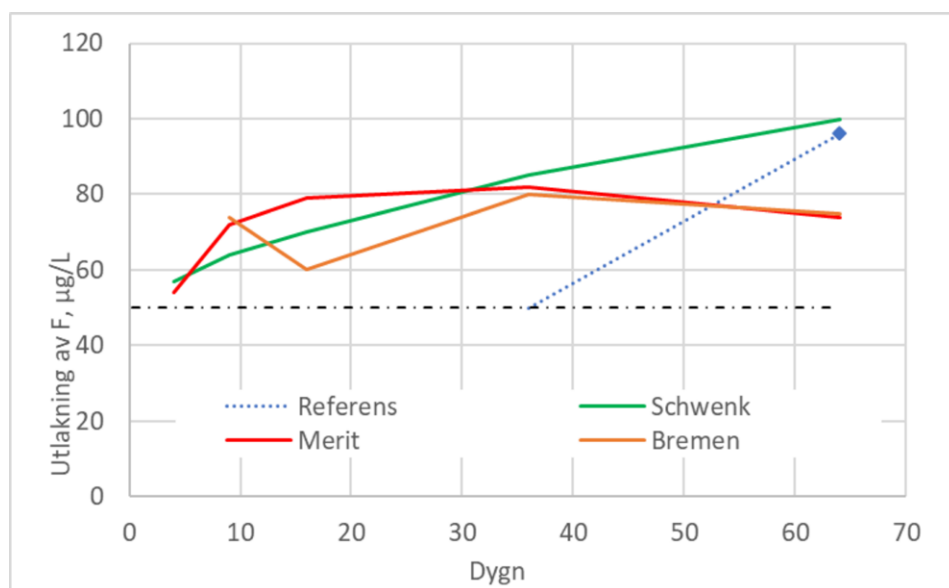
Parametern ingår bland de som behöver bestämmas för cementbaserade produkter i kontakt med dricksvatten enligt AW347.

5.4.5 Anjoner

Fluorid

Uppmätta värden utlakning av fluorid vid den monolitiska utlakningen redovisas i tabell B.2.6 i bilaga B och för blandning AF i bilaga A. Dessa värden redovisas grafiskt i figur 5.15 Motsvarande värden vid skaktestet återfinns i tabell B.3.2 i bilaga B.

Halten utlakad fluorid ligger genomgående högre för blandningarna med GGBS som alternativt bindemedel än för ren CEM I-betong, både vid den monolitiska utlakningen och skaktestet. Flygaska tycks dock inte öka halten fluorid i lakvattnet. Referensen har i monolitprovningen endast värden över detektionsgränsen vid 64 dygn och blandning AF i bilaga A har inga värden över detektionsgränsen. Samtliga värden ligger långt under gränsvärdet för otjänligt dricksvatten LVFS och enligt i EUs dricksvattendirektiv, vilket är 1,5 mg/l. Vid skaktestet är värdena vid L/TS=2 ungefär detsamma som vid L/TS=10, och även den monolitiska utlakningen tyder på en nästan konstant utlakning under provningsperioden. De blandningar som ligger högst i skaktestet är de som innehåller CEM II/B-S (Schwenk och H1), men skillnaderna är små. Högsta uppmätta halten i utlakningsvattnet i monolitprovningen är 100 µg/l. Om man förutsätter att utlakningen vid den monolitiska utlakningen är lika med detektionsgränsen i de fall denna gräns inte överskrids så får man ett högt skattat värde på total utlakning på högst $526/8 = 66$ µg/l (Schwenk). Utspätt 100 ggr blir det en halt på 0,66 µg/l, vilket utgör under 0,05 % av gränsvärdet som är 1500 µg/l.



Figur 5.15

Utlakning av fluorid vid monolitisk utlakning. Endast mätvärden över detektionsgränsen 50 µg/l redovisas (Blandning AF i bilaga A har inga värden över detektionsgränsen).

Eftersom utlakningen är under detektionsgränsen upp till 56 timmar (exponering = 675 m²/m³ *h) är en momentan initial höjning av fluoridhalten knappast trolig.

En belastning baserad på skaktestets maxvärde vid L/TS=2 och utspädningsgraden 40 ger ett tillskott av fluorid på högst 3,5 g/l vilket motsvarar 0,23 % av gränsvärdet, och baserat på värdet vid L/TS=10 med utspädningsgraden 80 fås ungefär halva detta tillskott.

Även om utlakningen av fluorid är större när alternativa bindemedel används så blir inverkan på dricksvattenkvaliteten ytterst marginell i förhållande till det gällande gränsvärdet.

Parametern ingår inte bland de som behöver bestämmas för cementbaserade produkter i kontakt med dricksvatten enligt AW347.

Klorid

Uppmätta värden utlakning av fluorid vid den monolitiska utlakningen redovisas i tabell B.2.7 i bilaga B och för blandning AF i bilaga A. Motsvarande värden vid skaktestet återfinns i tabell B.3.1 i bilaga B.

När det gäller klorider är resultaten från den monolitiska provningen (tabell B.2.2) och skaktestet (tabell B.3.1) verkligen motsägelsefulla. Vid den monolitiska utlakningen är det bara blandningen med CEM II-B/S (Schwenk) som ger mätvärden över detektionsgränsen under hela förloppet. Blandning AF (bilaga A) som innehåller ca 16 % flygaska ger heller inga värden över detektionsgränsen.

Vid skaktestet är det däremot blandningarna med tillsatt GGBS och silikastoft (Merit och Bremen) samt H2 med CEM II/A-LL silikastoft och GGBS som ger störst utlakning, vid såväl $L/TS = 2$ som $L/TS = 10$ medan blandning Schwenk och H1 som innehåller samma cement med tillsats av GGBS ligger betydligt lägre. Den totala utlakningen för blandning Schwenk vid den monolitiska utlakningen är $681/8 = 85 \mu\text{g/l}$. En utspädning på 100 ggr värdet $85 \mu\text{g/l}$ ger ett värde på $0,85 \mu\text{g/l}$, vilket är ca 0,85 % av gränsvärdet i LVFS som är $100 \mu\text{g/l}$, alltså en marginell inverkan.

Utlakningen i det första steget i skaktestet är 2 - 3 gånger högre än i det andra steget, vilket tyder på att utlakningen av klorid sker mycket snabbare och även avtar snabbare i jämförelse med fluorid som har en mycket mer långdragen utlakningsprocess. Baserat på det högsta mätvärdet vid $L/TS=10$ vid skaktestet som är $20\,600 \mu\text{g/l}$ (blandning Merit) och en utspädningsgrad på 80 (se avsnitt 2.4) så erhålls ett värde på ca $258 \mu\text{g/l}$ vilket överstiger gränsvärdet i LVFS som är $250 \mu\text{g/l}$. Baserar man däremot beräkningen på det högsta mätvärdet vid $L/TS=2$ vid skaktestet som är $56\,500 \mu\text{g/l}$ (blandning H1) och en utspädningsgrad på 40 (se avsnitt 2.4) så erhålls ett värde på ca $1400 \mu\text{g/l}$ vilket är långt över gränsvärdet i LVFS. Då klorid är så löslig så ger den stora kontaktytan mellan material och vätska i skaktestet en utlakning som i en verklig konstruktion skulle uppkomma efter betydligt längre tid. Det indikerar dock att den initiala utlakningen när anläggningen är ny kommer att leda till en märkbart ökad kloridhalt i dricksvattnet, vilket gör att kloridnivån bör kontrolleras under lämpligtvis någon vecka innan dricksvattnet levereras till kund. På längre sikt är dock inverkan marginell.

Sulfat

Uppmätta värden för utlakning av fluorid vid den monolitiska utlakningen redovisas i tabell B.2.8 i bilaga B och för blandning AF i bilaga A. Motsvarande värden vid skaktestet återfinns i tabell B.3.1 i bilaga B.

Mätvärden för utlakning av sulfat vid den monolitiska utlakningen visas även i figur 5.16, inklusive för blandning AF. Dels som utlakning vid varje mättillfälle per ytenhet (mg/m^2) och dels om ackumulerad utlakning i $\mu\text{g/l}$ upp till 64 dygn. Observera att vid ackumulerad utlakning som $\mu\text{g/l}$ ökar mängden utlakningsvätska för varje steg tills den slutligen är 8 gånger vätskemängden i steg 1.

Utlakningen av sulfat vid den monolitiska utlakningen från samtliga blandningar med GGBS är betydligt större än för referensblandningen. I referensen och Merit och Bremen har ett sulfatresistent CEM I (enligt SS-EN 197-1) använts i vilken maxhalten sulfat (som SO_3) får vara 3,0 vikts-%. Gränsvärdet för Schwenks miljöcement (CEM II/B-S 52,5 N) är 4,0 vikts-%. Enligt SS-EN 15167 får GGBS inte innehålla mer än 2,5 % sulfat och 2,0 % sulfid. De högre värdena för blandningarna med GGBS tyder alltså på att sulfat inte är lika hårt bundet i reaktionsprodukterna när GGBS ingår som när bindemedlet är enbart CEM I, eller att eventuell sulfid omvandlats till sulfat. För blandning AF (bilaga A) som innehåller ca 16 % flygaska fås dock ett avvikande beteende med mycket större utlakning redan efter 6 timmar, och den ackumulerade utlakningen är sedan i princip konstant under hela utlakningsförloppet. Tillåten sulfathalt både i PC-klinkern och i flygaskan som ingår i detta cement är 3,0 vikts-%. Den större initiala

utlakningen beror alltså inte på att cementet innehåller större mängd sulfat, utan troligtvis på att flygaskan påverkar bindningen av sulfater i reaktionsprodukterna.

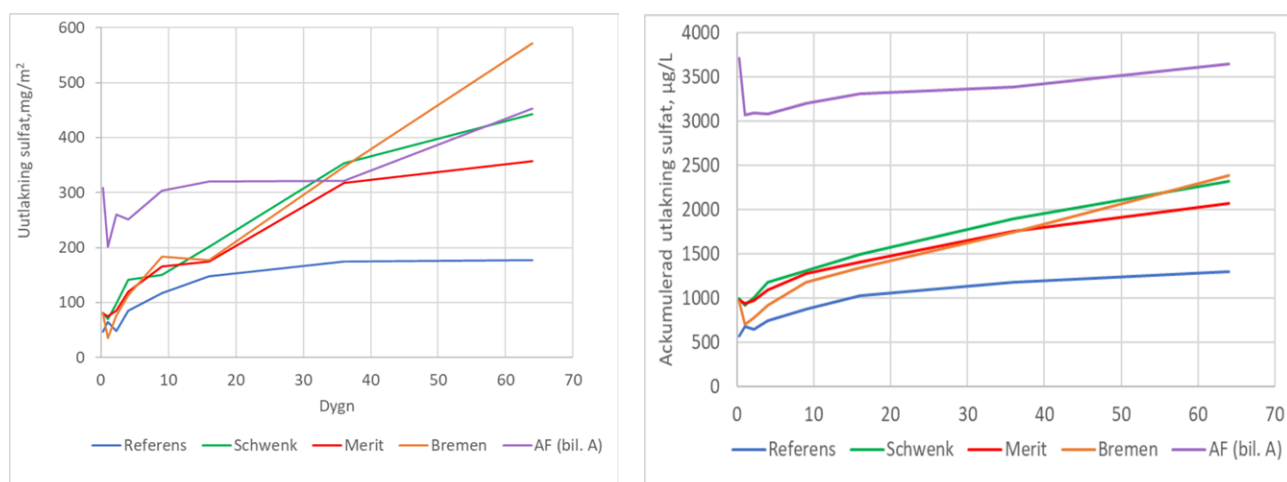
Gränsvärde för tjänligt med anmärkning enligt LVFS är 100 mg/l (100000 µg/l). I EUs dricksvattendirektiv anges indikatorvärdet 250 mg/l. Detta är betydligt högre än den högsta uppmätta ackumulerade sulfathalten i lakvattnet vid den monolitiska utlakningen som är ca 2400 µg/l = 2,4 mg/l även utan att ta hänsyn till någon utspädning.

I resultatet från skaktestet syns ingen tendens till det avvikande beteendet från monolitprovningen hos blandning AF. I skaktestet är utlakningen för samtliga blandningarna mellan 1,8 och 4,3 ggr större vid L/TS=2 än vid L/TS=10. Högst utlakning erhålls i blandningarna som innehåller CEM II/A-LL (U3, U4 och H2) samt blandning Bremen. Den största utlakning vid L/TS=2 är 93 mg/l, vilket med en utspädningsfaktor på 40 ger ett tillskott av sulfat på ca 2,3 mg/l vilket motsvarar 2,3 % av gränsvärdet. Den största utlakning vid L/TS=10 är 49 mg/l, vilket med en utspädningsfaktor på 80 ger ett tillskott av sulfat på ca 0,61 mg/l vilket motsvarar 0,6 % av gränsvärdet.

Sulfat är nästan lika lösligt som klorid, vilket gör att skaktestet även i detta fall inte ger rättvisande värden för utgående dricksvatten i en verklig konstruktion. Halterna i dricksvattnet blir dock betydligt lägre i förhållande till gränsvärdet för sulfat jämfört med klorid.

Den initiala höjningen när en anläggning är ny behöver dock kontrolleras. På sikt är höjningen dock marginell.

Parametern ingår inte bland de som behöver bestämmas för cementbaserade produkter i kontakt med dricksvatten enligt AW347.



Figur 5.16

Monolitisk utlakning av sulfat (SO₄²⁻) som mg/m² och ackumulerad monolitisk utlakning av sulfat som µg/l.

5.4.6 Metaller som omfattas av krav i LVFS och AW347

Under denna rubrik redovisas och diskuteras utlakning av metaller de metaller som det ställs krav på i både LVFS och AW347 upp, det vill säga arsenik, kadmium, krom, nickel och bly

Arsenik

Uppmätta värden för utlakning av arsenik vid den monolitiska utlakningen redovisas i tabell B.2.9 i bilaga B och för blandning AF i bilaga A. Motsvarande värden vid skaktestet för de blandningar som genomgått detta återfinns i tabell B.3.3 i bilaga B.

Samtliga värden ligger i den monolitiska utlakningen och vid skaktestet under detektionsgränsen för den aktuella metoden.

I LVFS och i EUs dricksvattendirektiv anges 10 µg/l som gränsvärde för otjänligt dricksvatten. Tyvärr är detektionsgränsen vid den monolitiska utlakningen även den 10

µg/l. Vid skaktestet har dock en analysmetod med detektionsgränsen 0,5 µg/l använts. Om man antar att utlakningen vid L/TS=2 är 0,5 µg/l fås med en utspädningsgrad på 40 ett tillskott på 0,0125 µg/l vilket motsvarar 1,25 % av gränsvärdet. Alltså även det en marginell ökning.

Parametern ingår bland de som behöver bestämmas för cementbaserade produkter i kontakt med dricksvatten enligt AW347. Dock behöver bestämning inte utföras om halten arsenik i bindemedlet är lägre än 0,01 mass-%. Detta krav uppfyller bindemedlen i samtliga blandningar i detta projekt (se tabell 5.2).

Kadmium

Uppmätta värden för utlakning av kadmium vid den monolitiska utlakningen redovisas i tabell B.2.10 i bilaga B och för blandning AF i bilaga A. Motsvarande värden vid skaktestet för de blandningar som genomgått detta återfinns i tabell B.3.3 i bilaga B.

Samtliga värden ligger i den monolitiska utlakningen under detektionsgränsen för den aktuella metoden. Även vid skaktestet låg samtliga uppmätta värden (inklusive för AF och AFS i bilaga A) utom ett under detektionsgränsen. Det avvikande värdet var för Referens vid L/TS=010 då det låg strax över detektionsgränsen. Detektionsgränsen vid den monolitiska analysen var 1 µg/l och vid skaktestet 0,05 µg

I LVFS och i EUs dricksvattendirektiv anges som gränsvärde för otjänligt dricksvatten 5,0 µg/l.

Om man antar att utlakningen vid L/TS=2 är 0,05 µg/l fås med en utspädningsgrad på 40 ett tillskott på 0,00125 µg/l vilket motsvarar 0,025 % av gränsvärdet. Alltså en ytterst marginell ökning.

Parametern ingår bland de som behöver bestämmas för cementbaserade produkter i kontakt med dricksvatten enligt AW347. Dock behöver bestämning inte utföras om halten kadmium i bindemedlet är lägre än 0,001 mass-%. Detta krav uppfyller bindemedlen i samtliga blandningar i detta projekt (se tabell 5.2).

Krom

Uppmätta värden för utlakning av krom vid den monolitiska utlakningen redovisas i tabell B.2.11 i bilaga B och för blandning AF i bilaga A. Motsvarande värden vid skaktestet för de blandningar som genomgått detta återfinns i tabell B.3.3 i bilaga B.

Gränsvärdet för otjänligt dricksvatten enligt LVFS är 50 µg/l och enligt EUs dricksvattendirektiv är gränsvärdet 25 µg/l.

Samtliga värden ligger i den monolitiska utlakningen under detektionsgränsen för den aktuella metoden. Detektionsgränsen i den monolitiska analysen var 5 µg/l.

I skaktestet uppmättes mätbara värden för samtliga blandningar vid de båda mät-tillfällena. Allra högsta halt krom erhöles med blandning AF som innehåller ca 16 % flygaska vilken var ungefär dubbelt så hög som för referensblandningen, både vid LT/S= 2 och 10. Efter denna gav referensblandningarna med enbart CEM I högst halt krom vid utlakningen. Övriga blandningar hade som högst cirka en tredjedel av de värden som uppmättes för Referens vid L/TS=2 och högst drygt hälften av referensernas värden vid L/TS=10. Värdena vid L/TS=2 var alltid högre än vid L/TS=10.

Högsta uppmätta värde för blandningarna i huvudprojektet vid L/TS=2 är 63,5 µg/l och med en utspädningsgrad på 40 fås ett tillskott på 16 µg/l vilket motsvarar ca en tredjedel av gränsvärdet. Vid L/TS=10 är högsta värdet 28,2 µg/l och med en utspädningsgrad på 80 fås ett tillskott på 0,35 µg/l vilket motsvarar 7 % av gränsvärdet. Detta gäller dock för vanlig CEM I-betong som sedan länge är allmänt accepterad i dricksvattenanläggningar, och påverkan blir mindre när viss del av CEM I ersätts med alternativa bindemedel. För blandning AF fördubblas dessa värden.

Det är också väl känt att karbonatisering av en betongyta påverkar utlakningen av krom. Från en karbonatiserad betongyta lakar krom ut mycket snabbare i början men utlakningen minskar sedan snabbare än om ytan inte är karbonatiserad (Helsing, 2019).

Det finns en möjlighet att det starkt avvikande värdet hos AF beror på högre grad av karbonatisering hos detta material under hantering inför provning än för övriga provkroppar/krossat material.

Den initiala höjningen när en anläggning är ny kan dock behöva kontrolleras, i synnerhet om betongytorna har varit utsatta för luftens koldioxid en längre tid innan den exponeras för vatten. På längre sikt sikt blir dock inverkan på halten krom i dricksvattnet endast marginell.

Parametern ingår bland de som behöver bestämmas för cementbaserade produkter i kontakt med dricksvatten enligt AW347. Dock behöver bestämning inte utföras om halten krom i bindemedlet är lägre än 0,05 mass-%. Detta krav uppfyller bindemedlen i samtliga blandningar i detta projekt (se tabell 5.2).

Nickel

Uppmätta värden utlakning av nickel vid den monolitiska utlakningen redovisas i tabell B.2.12 i bilaga B och för blandning AF i bilaga A. Motsvarande värden vid skaktestet för de blandningar som genomgått detta återfinns i tabell B.3.3 i bilaga B.

I LVFS och i EUs dricksvattendirektiv anges som gränsvärde för otjänligt dricksvatten 20 mg/l.

Detektionsgränsen är i den monolitiska analysen 1 µg/l vilken aldrig överskrids.

I skaktestet uppmättes halter över detektionsgränsen för den analysen (0,5 µg/l) för samtliga blandningar vid L/TS=2 och för några blandningar vid L/TS=10. Halterna vid L/TS=2 var genomgående betydligt högre än halterna vid L/TS=10. När det gäller nickel var halterna högre för blandningar med alternativa bindemedel (inklusive AF och AFS i bilaga A) än för de i vilka bara CEM I ingick. Högsta uppmätta värde var 5,04 µg/l vilket (utan att ta hänsyn till utspädningen) bara utgör 0,025 % av gränsvärdet.

Parametern ingår bland de som behöver bestämmas för cementbaserade produkter i kontakt med dricksvatten enligt AW347. Dock behöver bestämning inte utföras om halten nickel i bindemedlet är lägre än 0,05 mass-%. Detta krav uppfyller bindemedlen i samtliga blandningar i detta projekt (se tabell 5.2).

Bly

Uppmätta värden för utlakning av bly vid den monolitiska utlakningen redovisas i tabell B.2.13 i bilaga B och för blandning AF i bilaga A. Motsvarande värden vid skaktestet för de blandningar som genomgått detta återfinns i tabell B.3.3 i bilaga B.

I LVFS och i EUs dricksvattendirektiv anges som gränsvärde för otjänligt dricksvatten 5 µg/l. Vid den monolitiska analysen är även detektionsgränsen densamma och i den uppmättes inga värden över detektionsgränsen.

Vid skaktestet uppmättes mycket ojämna värden vilka kan ifrågasättas och försvårar utvärderingen. Detektionsgränsen var i den analysen 0,2 µg/l och värden över denna gräns uppmättes för alla blandningar vid L/TS=2 och för de flesta blandningarna även vid L/TS=10. Värdet vid L/TS=2 var alltid högre än värdet vid L/TS=10. Högsta uppmätta värde vid L/TS=2 var 22,9 µg/l vilket med en utspädningsgrad på 40 ger ett värde som är ungefär en tiondel av gränsvärdet. Högsta värdet vid L/TS=10 var 1,67 µg/l vilket med en utspädningsgrad på 80 motsvarar 0,42 % av gränsvärdet.

Parametern ingår bland de som behöver bestämmas för cementbaserade produkter i kontakt med dricksvatten enligt AW347. Dock behöver bestämning inte utföras om halten bly i bindemedlet inte överstiger 0,05 mass-%. Detta krav uppfyller bindemedlen i samtliga blandningar i detta projekt (se tabell 5.2).

5.4.7 Metaller som omfattas av krav i LVFS och/eller i EUs dricksvattendirektiv

De ämnen som går igenom under denna rubrik har gränsvärden i LVFS eller i EUs dricksvattendirektiv, men ingår inte bland de ämnen som behöver som kräver utlakningsprovning i AW347.

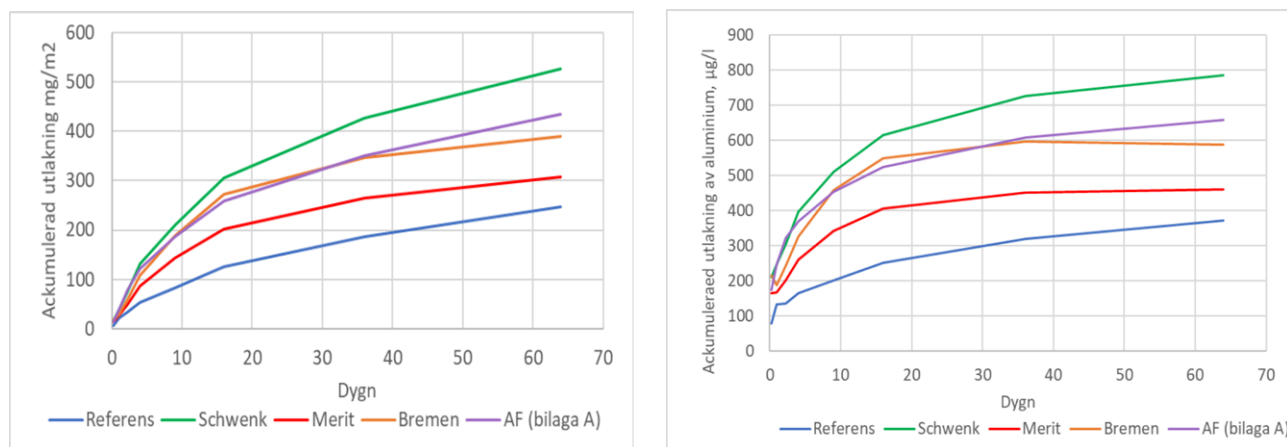
Aluminium

Utlakning av aluminium har enbart studerats med den monolitiska metoden. Uppmätta värden för utlakning av aluminium vid den monolitiska utlakningen redovisas i tabell B.2.14 i bilaga B och för blandning AF i bilaga A.

I LVFS anges 100 µg/l som gräns för tjänligt med anmärkning. I EUs dricksvattendirektiv anges indikatorvärdet 200 µg/l.

I figur 5.17 visas utlakningen av aluminium vid den monolitiska utlakningen, dels som utlakad halt per provyta (mg/m²), dels som µg/l lakvätska. Observera att vid ackumulerad utlakning som µg/l ökar mängden utlakningsvätska för varje steg tills den slutligen är 8 gånger vätskemängden i steg 1.

För det CEM I-SAM som används i referensen och i Merit och Bremen anges en högsta halt på kalciumaluminat i SS-EN 197-1 på 3 %. Då aluminathalten normalt är högre i GGBS än i PC-klinker (se tabell 2.2) så ökar ersättning med de båda GGBS-typerna (Merit och Bremen) utlakningen av aluminium ur betongen, något mer med Bremen än med Merit. För blandcementet Schwenk (CEM II/B-S) finns ingen högsta halt för kalciumaluminat angiven i SS-EN 197-1 och denna blandning uppvisar allra högst utlakning av aluminium. Flygaska innehåller normalt mellan 10 och 30 % aluminat, alltså betydligt mer än i både ett CEM I och GGBS. Det gör att även en så pass låg ersättningsnivå av flygaska som 16 % (blandning AF) ökar aluminatutlakningen markant. Den ackumulerade utlakningen efter 64 dygn från betong med CEM II/B-S är cirka dubbelt så stor som referensbetongens och uppgår till 785 µg/l vilket är nästan åtta gånger gränsvärdet för otjänligt med anmärkning i LVFS. Med en utspädningsfaktor på 100 motsvarar detta ungefär 8 % av gränsvärdet. Den initiala utlakningen, där man inte kan räkna med någon högre utspädningsfaktor, är dock även den högre än gränsvärdet.



Detta är alltså en parameter som bör kontrolleras i initialskedet när en ny anläggning tas i bruk och innan dricksvattnet från anläggningen levereras till kund.

Kviksilver, HG

Uppmätta värden för utlakning av kvicksilver vid den monolitiska utlakningen redovisas i tabell B.2.15 i bilaga B och för blandning AF i bilaga A. Motsvarande värden vid skaktestet för de blandningar som genomgått detta återfinns i återfinns i tabell B.3.4 i bilaga B.

Gränsvärde för otjänligt dricksvatten enligt LVFS och EUs dricksvattendirektiv är 1,0 µg/l.

Vid provning med den monolitiska metoden överstiger inga värden, inklusive för AF, detektionsgränsen som var 0,5 µg/l.

Vid provning med skaktest inklusive för AF och AFS i bilaga A, erhöles heller inga värden över detektionsgränsen vilken för denna provning var 0,02 µg/l. En utlakning

Figur 5.17

Ackumulerad monolitisk utlakning av aluminium som mg/kg och µg/l.

på detta värde motsvarar, utan att utspädning beaktas, 2 % av gränsvärdet. Med en utspädningsfaktor på 40 motsvarar det 0,05 % av gränsvärdet. Tillskottet av kvicksilver i dricksvattnet kan alltså anses vara enbart marginell.

Koppar, Cu

Uppmätta värden för utlakning av koppar vid den monolitiska utlakningen redovisas i tabell B.2.16 i bilaga B och för blandning AF i bilaga A. Motsvarande värden vid skaktestet för de blandningar som genomgått detta återfinns i tabell B.3.4 i bilaga B.

Angivet gränsvärde för otjänligt dricksvatten är i både LVFS och EUs dricksvattendirektiv 2,0 mg/l. Detektionsgränsen i den använda monolitiska analysen var 5 µg/l. Inga mätvärden, inklusive för AF, överskred detektionsgränsen.

I skaktestet erhöles mätvärden över detektionsgränsen, som i det fallet var 1 µg/l. Blandningarna med alternativa bindemedel gav genomgående högre halter koppar än referensblandningarna. Vid L/TS=2. Vid L/TS=10 var skillnaderna mellan blandningarna små och värdena var betydligt lägre än vid L/TS=2. Högsta uppmätta halt vid L/TS=2 i huvudstudien var 14,3 µg/l (blandning U1). Med en utspädningsgrad på 40 ger det en halt på 0,38 µg/l, vilket motsvarar 0,02 % av gränsvärdet. För blandning AF med 16 % flygaska uppmättes vid L/TS =2 ett värde som är c:a 50 % högre än för U1 men ett värde under detektionsgränsen vid L/TS = 10.

Selen, Se

Utlakning av selen har endast undersökts med skakmetoden, och de uppmätta värdena redovisas i tabell B.3.4 i bilaga B.

I LVFS anges som gränsvärde för otjänligt dricksvatten 10 µg/l, och i EUs dricksvattendirektiv har detta gränsvärde höjts till 20 µg/l.

I samtliga fall, inklusive för AF och AFS, förutom i ett låg värdena under detektionsgränsen som var 2 µg/l. Det enda mätbara värdet var 3,99 µg/l, som erhöles vid L/TS=2 för blandning Bremen. Utan att ta hänsyn till utspädning motsvarar det 40 % av gränsvärdet. Med en utspädningsfaktor på 40 blir det 1 % av gränsvärdet.

Antimon, Sb

Uppmätta värden för utlakning av antimon vid den monolitiska utlakningen redovisas i tabell B.2.17 i bilaga B och för blandning AF i bilaga A. Motsvarande värden vid skaktestet för de blandningar som genomgått detta återfinns i tabell B.3.4 i bilaga B.

I LVFS anges som gränsvärde för otjänligt dricksvatten 5 µg/l, och i EUs dricksvattendirektiv är detta gränsvärde 10 µg/l.

I den monolitiska utlakningen, inklusive för AF och AFS, erhöles inga värden över detektionsgränsen, som var detsamma som gränsvärdet i LVFS, 5 µg/l.

I skaktestet erhöles vid L/TS=10 värden över detektionsgränsen (i det fallet 0,1 µg/l) för de flesta blandningarna, men enbart för några få vid L/TS=2. Blandningarna med alternativa bindemedel gav högre halter antimon i lakvattnet, än de rena CEM I-blandningarna. Högsta värdet vid L/TS=2 erhöles för blandning U1 och var 2,52 µg/l vilket är ungefär 10 gånger större än övriga uppmätta värden. Med en utspädningsfaktor på 40 motsvarar det 1,3 % av gränsvärdet.

Tallium, Tl

Utlakning av tallium har bara studerats i den monolitiska analysen, och uppmätta värden redovisas i tabell B.2.18 i bilaga B och för blandning AF i bilaga A.

I LVFS anges som gränsvärde för otjänligt dricksvatten 200 µg/l. I EUs dricksvattendirektiv anges inget gränsvärde eller indikatorvärde för tallium.

Inga värden, inklusive för blandning AF, över detektionsgränsen (5µg/l) som utgör 2,5 % av gränsvärdet uppmättes. Utlakning av tallium från betong med eller utan alternativa bindemedel, torde därför inte utgöra ett problem för dricksvattenanläggningar.

Uran, U

Utlakning av uran har bara studerats i den monolitiska analysen, och uppmätta värden redovisas i tabell B.2.19 i bilaga B och för blandning AF i bilaga A.

I LVFS och i EUs dricksvattendirektiv anges som gränsvärde för otjänligt dricksvatten för uran 30 µg/l.

Inga värden, inklusive för blandning AF, överskrider detektionsgränsen, som var 5 µg/l och utgör 17 % av gränsvärdet. Med en utspädningsfaktor på 40 motsvara det ungefär 4 % av gränsvärdet.

5.4.8 Metaller som inte omfattas av krav relaterade till dricksvatten men analyserats

De ämnen som tas upp under denna rubrik är sådana som ingått i utlakningsanalysen, men som inte har några gränsvärden eller indikatorvärden i LVFS eller i EUs dricksvattendirektiv och som inte behöver kontrolleras hos betongkonstruktioner enligt AW347.

Vattenlösligt krom, CR^{VI}

Mängden vattenlösligt sexvärt krom i lakvattnet har bara undersökts i den monolitiska utlakningen, och uppmätta värden redovisas i tabell B.2.20 i bilaga B.

Inga värden över detektionsgränsen (50 µg/l) i huvudprojektet har uppmätts. Vid provningen av AF som redovisas i bilaga A var detektionsgränsen dock (100 µg/l), och för den blandningen överskreds inte denna detektionsgräns.

Samtliga cement, såväl CEM I som blandcement, som saluförs i Sverige uppfyller EUs krav på vattenlösligt sexvärt krom, som är 2 mg/kg cement. Detta krav är infört för att förhindra hälsoproblem hos de som kommer i kontakt med färsk betong, då sexvärt krom kan orsaka hudutslag.

Molybden, Mo

Uppmätta värden för utlakning av molybden vid den monolitiska utlakningen redovisas i tabell B.2.24 i bilaga B och för blandning AF i bilaga A. Motsvarande värden vid skaktestet för de blandningar som genomgått detta återfinns i tabell B.3.4 i bilaga B.

Inga värden, inklusive för blandning AF, i den monolitiska analysen överskrider detektionsgränsen. Uppmätta värden vid skaktestet ger ett osammanhängande intryck, och kan svårigen tolkas på ett rationellt sätt.

Zink, Zn

Uppmätta värden för utlakning av zink vid den monolitiska utlakningen redovisas i tabell B.2.25 i bilaga B och för blandning AF i bilaga A. Motsvarande värden vid skaktestet för de blandningar som genomgått detta återfinns i tabell B.3.4 i bilaga B.

Värdena vid den monolitiska analysen, inklusive blandning AF, ligger i samtliga fall under detektionsgränsen som var 5 µg/l.

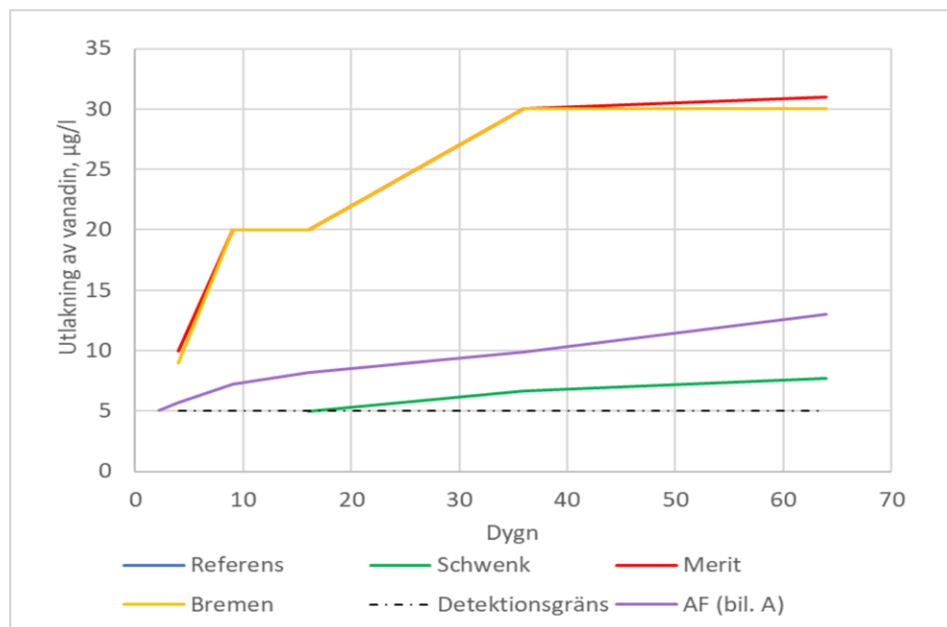
Vid skaktestet uppmättes däremot i flera fall halter över detektionsgränsen, som för den analysen var 2 µg/l. Högsta värden för blandningarna som ingick i i huvudprojektet uppmättes för den rena CEM I-betongen, och var i storleksordningen 5 µg/l både vid L/TS=2 och L/TS=10. GGBS och silikastoft alltså mängden utlakad zink. I blandning AF som innehåller ca 16 % flygaska uppmättes dock ett värde vid L/TS=2 som är ungefär 6 ggr detta värde. Korrektheten i detta mätvärde kan ifrågasättas, i synnerhet då blandning AFS som innehåller samma flygaska inte visar på några avvikande värden.

Vanadin, V

Utlakning av vanadin har enbart studerats med den monolitiska metoden. Uppmätta värden för utlakning av vanadin redovisas i tabell B.2.21 i bilaga B och för blandning AF i bilaga A.

Uppmätta värden visas i figur 5.18. För CEM I-betongen uppmättes inga värden över

detektionsgränsen (5 µg/l) men tillsats av GGBS ökade utlakningen radikalt, i princip i förhållande till mängden GGBS i blandningen. Som högst uppmättes en utlakning på ca 30 µg/l för blandningarna Merit och Bremen som innehåller 45 % GGBS. Även flygaska höjer mängd utlakad vanadin, och då halten flygaska i AF är enbart 16 % och GGBS-halten i övriga blandningar med alternativa bindemedel är ca 30 % som lägst, kan man dra slutsatsen att ökningen av utlakningen av vanadin vid samma ersättningsnivå är större för flygaska än för GGBS.



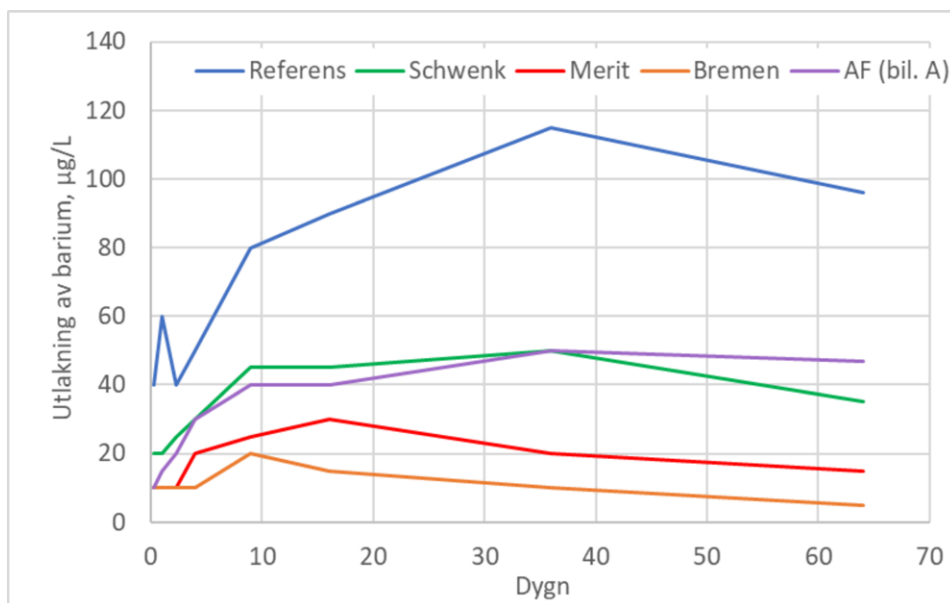
Figur 5.18
Monolitisk utlakning
av vanadin. Referensen
har inga värden över
detektionsgränsen.

Mot bakgrund av Livsmedelsverkets anvisningar (se avsnitt 2.1) så skulle det finnas anledning att säkerställa att vanadin inte innebär några hälsorisker, även om detta ämne inte finns med i listan i LVFS, då utlakningen av det ökar då alternativa bindemedel används. Detta ligger dock utanför ramarna för detta projekt.

Barium, Ba

Uppmätta värden för utlakning av barium vid den monolitiska utlakningen redovisas i tabell B.2.22 i bilaga B och för blandning AF i bilaga A. Motsvarande värden vid skaktestet för de blandningar som genomgått detta återfinns i tabell B.3.4 i bilaga B.

Resultaten från den monolitiska utlakningen visas grafiskt i figur 5.19. Båda metoderna är samstämmiga i att utlakningen är större för referensblandningarna än för betong innehållande alternativa bindemedel. Detta gäller även för blandning AF och AFS i bilaga A.



Figur 5.19
Monolitisk utlakning av
barium, Ba.

5.4.9 Icke analyserade ämnen som omfattas av gällande eller framtida krav på dricksvatten

Det finns några ämnen som ingår i LVFS och/eller EUs dricksvattendirektiv som inte ingått i utlakningstesterna i detta projekt.

Gränsvärde för otjänligt i LVFS för bor är 1,0 mg/l vilket i EUs dricksvattendirektiv höjts till 1,5 mg/l. För bromat finns också ett gränsvärde för otjänligt som ligger på 10 µg/l både i LVFS och EUs dricksvattendirektiv. Man kan fråga sig i vilken grad dessa är relevanta för de bindemedel som studeras i detta projekt. Det hade varit en styrka om de ingått i analysen av lakvattnet.

Järn har ett gränsvärde för otjänligt i LVFS som är 200 µg/l och för tjänligt med anmärkning som är 200 µg/l. Då GGBS är en restprodukt från stål tillverkning borde förekomst av järn i utlakningsvattnet ha kontrollerats i blandningar som innehåller GGBS.

Mangan har ett gränsvärde för tjänligt med anmärkning i LVFS som är 50 mg/l. Baserat på det faktum att halten mangan i GGBS är betydligt högre än i CEM I (se tabell 2.3) borde förekomst av mangan i utlakningsvattnet ha kontrollerats i blandningar som innehåller GGBS. Mangan är EUs dricksvattendirektiv en av indikatorparameter. Indikatorparameter "har ingen direkt inverkan på folkhälsan. De är emellertid viktiga för att fastställa hur installationer för produktion och distribution av dricksvatten fungerar och för att utvärdera vattenkvalitet. Sådana parametrar kan hjälpa till att identifiera brister i vattenberedningen och spelar en viktig roll när det gäller att öka och upprätthålla konsumenternas förtroende för vattenkvaliteten." (Citat från EUs dricksvattendirektiv.)

Kalcium har ett gränsvärde för otjänligt med anmärkning i LVFS (100 mg/l) borde kanske ha ingått i studien. Dock är kalciumhalten högst i ett CEM I, och ersättning med andra bindemedel med lägre kalcium lär knappast öka utlakningen av kalcium. Kalcium har dock varken parametervärde eller indikatorparametervärde i EUs dricksvattendirektiv.

Magnesium har ett gränsvärde för otjänligt med anmärkning i LVFS (30 mg/l). Då magnesiumhalten är betydligt högre i GGBS än i CEM I borde detta ämne ha ingått i studien. magnesium har varken parametervärde eller indikatorparametervärde i EUs dricksvattendirektiv.

Även natrium har ett gränsvärde för otjänligt med anmärkning i LVFS (100 mg/l), och borde ha ingått i studien. Natrium har ett indikatorparametervärde i EUs dricksvattendirektiv (200 mg/l).

I EUs nya dricksvattendirektiv har man infört parametervärden för klorat och klorit (vardera på 0,25 mg/l) och indikatorvärde på natrium (200 mg/l) vilka inte finns omnämnda i LVFS.

5.5 Slutsatser från utlakningsförsöken

Utvärdering av inverkan av alternativa bindemedel på dricksvattenkvaliteten kan utvärderas på tre sätt:

1. Med utgångspunkt från att ren CEM I-betong har använts i dricksvattenanläggningar under många decennier utan problem med dricksvattenkvaliteten. Utlakningen med alternativa bindemedel jämförs då med utlakningen hos ren CEM I-betong.
2. Med utgångspunkt från gränsvärden i AW347 som är anpassad för att utvärdera betong i kontakt med dricksvatten.
3. Baserat direkt på kraven på dricksvattenkvalitet.

Om man använder sig av den första metoden kan man konstatera att för undersökta betongblandningar är utlakningen av anjonerna fluorid, klorid och sulfat, samt koppar, nickel, aluminium, antimon och vanadin större när alternativa bindemedel används. Av dessa anges inga gränsvärden i LVFS eller EUs dricksvattendirektiv för vanadin. För bor, bromat, järn och mangan saknas data från utlakningsförsöken. För övriga ämnen och egenskaper är utbyte till viss del alternativa bindemedel positivt eller likvärdig i jämförelse med ren CEM I-betong för dricksvattenkvaliteten.

Baserat på AW347, där förutsättningen är att man använder råmaterial till sin betongblandning som uppfyller vissa krav, och koncentrerar sig på utlakning av några få ämnen som man vet är relevanta för betongkonstruktioner är samtliga betongblandningar som undersökts i detta projekt godkända. Nackdelen med att basera sig på denna utvärdering är att man i vissa fall bara kan använda delmaterial till betongen som har ett tyskt godkännande, det gäller till exempel vissa kemiska tillsatsmedel och tillsatsmaterial. Alla cement som uppfyller cementstandarden är dock accepterade, men t.ex. inte GGBS använt som tillsatsmaterial

SVårigheten med att använda sig av gränsvärdena för dricksvatten direkt är översättningen från mätdata från standardiserade försök till vad som utlakas i en verklig dricksvattenanläggning vid drift. I vissa fall då utlakningen i försöken ligger lågt i förhållande till angivna gränsvärden kan utlakning av vissa ämnen i halter som påverkar dricksvattenkvaliteten lätt uteslutas. I de flesta fall måste man dock på ett logiskt sätt uppskatta hur stor påverkan av utlakningen av ett visst ämne kan bli. Det kan endera gälla utlakningen på lång sikt eller den initiala utlakningen i en helt ny dricksvattenanläggning. Detta har i detta projekt genomförts genom att jämföra betongytans exponering för vatten i en anläggning ($\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$) med vad som erhålls med provningsmetoderna och ansätta en "utspädningsfaktor" dels för den långsiktiga utlakningen, dels för den initiala.

Baserat på detta angreppssätt har det konstaterats att inverkan av vissa ämnen på dricksvattenkvaliteten är mycket marginell, både initialt och på lång sikt. Detta gäller för följande ämnen som har gränsvärden i dricksvatten: fluorid, arsenik, kadmium, nickel, kvicksilver, tallium, uran och troligtvis selen.

För vissa ämnen kan förhöjningen initialt vara större men på längre sikt är tillskottet från utlakning från betongen marginellt. Det gäller för: krom, aluminium, klorid, sulfat och eventuellt koppar. När det gäller dessa ämnen är det viktigt att vattnet från en ny anläggning direkt efter driftstarten kontrolleras. En intrimningsperiod på några dagar upp till en vecka under vilken vattnet inte levereras till konsumenterna bör räcka för att säkerställa att halterna hinner sjunka så att det inte finns risk för att gränsvärdena överskrids. Detsamma gäller även för pH-värdet.

För utlakningsförsöken är det viktigt att välja analysmetoder för halt av ämnen i lakvattnet som har en detektionsgräns som är lägre än gränsvärdet. I dessa försök har analysmetoderna använda vid skaktestet genomgående haft lägre detektionsgräns än analysmetoderna använda vid den monolitiska utlakningen.

När det gäller bly användes en analysmetod med samma detektionsgräns som gränsvärdet vid den monolitiska utlakningen samtidigt som värdena från skaktestet är ojämna och svårtolkade.

Det gäller också att vid beställning av en utlakningsanalys för material i kontakt med dricksvatten, oberoende av vilken urlakningsmetod som används, se till att halten i första hand bestäms på de ämnen som omfattas av krav relaterade till dricksvatten. Utlakning kan göras för andra syften, till exempel för deponi där andra ämnen är intressanta. I detta projekt har några ämnen som det finns krav på inte studerats (bor, bromat, järn och mangan) och vissa ämnen som det inte finns krav på tagits med (barium, molybden, vanadin och zink).

Den övergripande slutsatsen är dock att utbyte av en viss del av CEM I till de alternativa bindemedlen GGBS och silikastoft samt cement innehållande kalkstensfiller inte påverkar den långsiktiga dricksvattenkvaliteten mer än marginellt i förhållande till gällande gränsvärden. För vissa lösliga ämnen kan halterna initialt påverkas, och för att säkerställa att inte gränsvärdena överskrids bör en helt ny dricksvattenanläggning ha en intrimningsperiod på några dagar upp till en vecka då vattnet kontrolleras med avseende på gränsvärdena innan det levereras till kund.

6 LCA - analys

En livscykelanalys har utförts för de olika betongsammansättningar som provats i detta projekt för att beräkna deras koldioxidutsläpp (CO₂ekv). I figur 6.1 redovisas denna analys med avseende enbart på produktion av material som kg CO₂ per m³ betong. Då det totala koldioxidutsläppet från betong till ungefär 90 % anses härröra från tillverkning av bindemedlet begränsas analysen till att enbart omfatta materialdelen. När det gäller övriga faktorer som ingår i en LCA-analys av betongkonstruktioner (t.ex. transporter, betongtillverkning, konstruktionens bruksskede, rivning) så är skillnaden mellan dessa inte nämnvärd mellan betonger med olika bindemedelssammansättning.

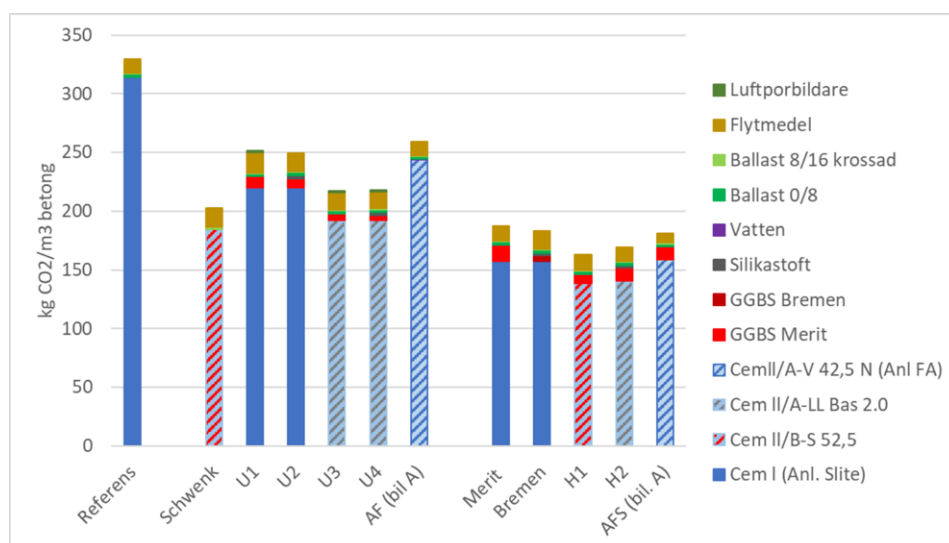
Som underlag för analysen har dokumenten i tabell 6.1 använts.

Referensblandningen består av 360 kg CEM I-SAM och de andra blandningarna har samma bindemedelsmängd men en lägre halt PC-klinker som kan vara av olika typer och som kombineras med GGBS och i vissa fall silikastoft och/eller kalksten. Sammansättningen hos de olika blandningarna framgår av tabell 5.3.

Dokument
EPD-HCG-20190047-CAA1-EN, Cementa AB, CEM I 42.5 N-SR3/MH/LA, IBU 2019
NEPD-2207-991-NO, SCHWENK Miljøsement, Cem II/B-S 52,5 N, EPD-NO 2020
EPD-HCG-20210157-CAA1-EN, Cementa bascement 2.0, CEM II/A-LL 42,5 R, EPD-NO 2021
Merox 2012, krossning torkning transport beräknad av CBI, OD
EPA 530-R-08-007, EPA report to congress 2007
Ecoinvent V3: 1 kg Tap water {Europe without Switzerland} tap water production, conventional with biological treatment, adapted to SE 2021
Ecoinvent V3: 1 kg Gravel, round {SE} gravel and sand quarry operation Cut-off, U
Ecoinvent V3: 1 kg Gravel, crushed {SE} production Cut-off, U
EPD-EFC-20210198-IBG1-EN, EFCA, Concrete admixtures – Plasticizers and Superplasticizers, IBU 2021
EPD-EFC-20210193-IBG1-EN, EFCA, Concrete admixtures – Air entrainers, IBU 2021

Tabell 6.1

Underlag för LCA-analysen.



Figur 6.1

LCA-livscykelanalys för de provade betongsammansättningar (inkl. AF och AFS i bilaga A).

Det är tydligt att lägre halter av cement och högre ersättningar med GGBS resulterar i lägre nivåer på CO₂-utsläpp. I en blandning där PC-klinkerhalten måste vara minst 65 % i bindemedlet (U1, U2, U3, U4 och Schwenk) kan CO₂ per m³ betong sänkas med upp till 39 % i förhållande till den betong som används idag. I en blandning där PC-klinkerhalten är cirka 50 % (H1, H2, Merit, Bremen, AFS) kan CO₂ per m³ betong sänkas med nästan 50 %. Observera att analysen bara tar hänsyn till produktion av materialet. Eventuella konsekvenser av förändringar i den slutliga betongens beständighet och livslängd som beror på ändrad bindemedelsammansättningen ingår inte i denna analys. Men då de regler som ges med hänsyn till beständighet i SS137003 för betongsammansättningar med olika bindemedel har beaktats vid framtagandet av blandningarna, förutsätts de olika blandningarna ha likvärdig beständighet och livslängd.

Den sulfatresistenta, lågalkaliska PC-klinkern som utgör huvudparten av ett CEM I eller CEM II som är sulfatresistent och lågalkaliskt ger högre koldioxidutsläpp än en PC-klinker utan dessa särskilda egenskaper. Kan därför den sulfatresistenta, lågalkaliska PC-klinkern i ett cement ersättas med ett en annan PC-klinker så ger det en viss sänkning av koldioxidutsläppet.

I dessa blandningar är bindemedelsmängden konstant, vilket gör att denna LCA-analys enbart kan ge en uppfattning om storleksordningen på inverkan av olika materialval. För att bestämma den verkliga potentialen för att minska koldioxidutsläppet från betong avsedd för en viss bestämd konstruktion, måste en LCA-beräkning baserad på alternativa betongsammansättningar som optimerats med avseende på alla de krav som gäller för betongen i den aktuella konstruktionen genomföras. Om bindemedelsmängden kan sänkas då man ersätter PC-klinker med alternativa bindemedel så sänks koldioxidavtrycket för denna variant ytterligare. Är man däremot tvingad att höja bindemedelshalten vid ersättning med alternativa bindemedel, till exempel för att hållfastheten ska bli likvärdig, så höjs koldioxidavtrycket i motsvarande grad.

7 Påverkan av material för lagning av sprickor och för infästning av annan utrustning i betong

Inom ramen för detta projekt har RISE inte gjort några specifika tester för utvärdering av reparationsmaterial och tekniker för betongskador som kan uppkomma vid konstruktionstillfället, därefter och under driftfasen. Resonemanget som presenteras här bygger på information från en rapport som framtagits inom reparationsnätverket REBET av Janz & Hassanzadeh (Janz & Hassanzadeh, 2009)

I Sverige har enbart reparationsmaterial baserade på cement accepterats i dricksvattenanläggningar medan man i andra länder, som Tyskland och Storbritannien, även accepterar polymerbaserade reparationsmaterial.

För att kunna välja rätt teknik och rätt reparationsmaterial krävs det att skadeorsaken först identifieras. Identifieringen syftar till att fastslå typ av skada, huvudsakliga reparationsprinciper samt reparationsmetoder och material. Utgångspunkten för att kunna åtgärda skadan är att en tillståndsbedömning är genomförd där skadeorsak och typ av skada är fastställda.

I (Janz & Hassanzadeh, 2009) finns det 13 huvudsakliga reparationsmetoder men inte alla av dessa är lämpliga för reparation av sprickor i betong som används för dricksvattenanläggningar. Det dokumentet är ett hjälpmedel för att identifiera en möjlig reparationsmetod men det tar inte hänsyn till alla särskilda krav som kan vara aktuella för speciella miljöer som till exempel i dricksvattenanläggningar.

De metoder som listas i (Janz & Hassanzadeh, 2009) är:

- | | |
|-----------|--|
| Metod 1: | Gjuta om med betong eller bruk |
| Metod 2: | Lokala lagningar med betong eller bruk |
| Metod 3: | Utökat cementbaserat täcksikt på det gamla |
| Metod 4: | Ytbehandling |
| Metod 5: | Sprickreparation |
| Metod 6: | Ny efterspänd armering |
| Metod 7: | Förstärkning med kolfiber |
| Metod 8: | Förstärkning med stålplåt |
| Metod 9: | Katodiskt skydd |
| Metod 10: | Inhibitorer |
| Metod 11: | Kloridutdrivning |
| Metod 12: | Realkalisering |
| Metod 13: | Riv och ersätt |

Metoder 1 till 5 och speciellt metod 5 kan vara av stor hjälp vid reparation av uppkomna sprickor i betong. Sprickreparationer syftar till att minska eller helt eliminera de negativa effekter sprickor kan ha på betongkonstruktioner. Målet med sprickreparation kan vara:

- Att återställa den önskade bärförmågan genom att limma ihop sprickan så att den åter bli kraftöverförande,
- Att skydda konstruktionen genom att tätar betongen mot inträngande vätskor eller gaser in i dricksvattenanläggningen,
- Att skydda konstruktionen mot läckage av vatten genom konstruktionen,
- Att skydda mot smutsansamling, bakterie- eller algpåväxt i sprickor,
- Att återställa den estetiska utformningen av konstruktionen.

Det finns flera orsaker till att sprickor kan uppkomma i betong och de kan bland annat vara:

- Plastisk krympning och plastisk sättning som uppkommer inom några få timmar efter gjutningen och innan betongen hårdnar,
- Uttorkningssprickor: ytkrackelering, yt- och genomgående sprickor som uppkommer från någon vecka till flera månader efter gjutning,
- Temperatursprickor kan vara ytliga eller genomgående och uppkommer alltifrån en dag eller inom ett par veckor efter gjutningen,
- Under bruksstadiet kan ett antal olika sprickor uppkomma: mekaniska orsakade av pålastning, krypsprickor, sprickor orsakade av frost, ballastreaktioner eller armeringskorrosion.

För att välja rätt reparationsmetod och material krävs en tillståndsbedömning som identifierar vilken typ av spricka det är, sprickmönster, sprickvid och sprickdjup samt vilka förhållande råder kring sprickan beträffande fuktförhållanden, renhet och om sprickorna är statiska eller dynamiska.

Då orsaken till sprickförekomsten är fastställd kan rätt reparationsförfarande väljas. De två huvudmetoderna är försegling och injektering. Den första metoden är en metod för att reparera ytan medan injektering behandlar sprickan på djupet.

I SS-EN 1504-3 specificeras krav för identifikation, utförande, beständighet samt säkerhet för produkter och system som används för reparation av bärande och icke-bärande betongkonstruktioner.

I SS-EN 1504-5 som behandlar reparation genom injektering delas injekteringsmedel in i tre kategorier beroende på syftet med injekteringen: den ska kunna överföra kraft, den ska vara flexibel och tåla rörelser i sprickan eller den ska svälla vid kontakt med vatten men inte binda till sprickväggen.

Bindemedlet i ett injekteringsmedel kan vara en polymer eller ett hydrauliskt bindemedel, som normalt utgörs av cement.

Inga polymerbaserade reparationsmaterial har provats i det redovisade projektet. För att kunna avgöra lämpligheten av polymerbaserat reparationsmaterial krävs laknings-tester. Det finns många olika typer av polymerbaserade injekteringsmaterial. Fördelen med denna typ av material är att den uppvisar en god inträngningsförmåga och att det finns väl beprövad teknik som kan användas för dessa material. De kan också fungera bättre än cementbaserade material för att reparera dynamiska sprickor. Det som bör undersökas noga är hur kompatibla dessa material är med betong, hur stabila de är i olika pH och vatten över tid. Priset för polymerbaserade material är högre än för cementbaserade.

Cementbaserade injekteringsmaterial har liknande egenskaper som betong och är material med väldokumenterade egenskaper. Cementinjektering härdar i vattenförande sprickor, skyddar armeringen mot korrosion, har viss självläkande förmåga och är ofarliga då de hanteras rätt. Största nackdelarna är att de har något mer begränsad inträngningsförmåga, längre härdningstid och att de normalt inte kan användas i dynamiska sprickor. För små sprickor (<0,2 mm) rekommenderas mikrocementbaserade injekteringsmaterial som har en mer effektiv inträngningsförmåga och för sprickor över 0,2 mm kan ett ordinärt cement användas.

Det reparationsmaterial som väljs för reparation skall uppfylla samma grundkrav som gäller vid nyproduktion. Materialet skall bland annat uppfylla de krav på till exempel vct, cementtyp, cementhalt, tillsatsmaterial, ballast, frostbeständighet, etc. som ska motsvara den föreskrivna exponeringsklassen och vid reparation av bärande konstruktioner skall reparationsmaterialet ha den hållfasthetsklass som krävs för konstruktionen i övrigt.

8 Slutsatser

Såväl resultat från detta projekt som en genomgång av andra publicerade studier visar på det är fullt möjligt att som bindemedel i betong till dricksvattenanläggningar ersätta upp till ca 50 % det traditionellt använda rena portlandcementet (CEM I) med lämpliga mängder GGBS och silikastoft. Detta gäller också för flygaska av den kvalitet som är godkänd för användning i betong i Sverige. Dessa alternativa bindemedel kan endera ingå i ett blandcement eller tillsättas som tillsatsmaterial vid betongblandningen. Det förutsätter dock att en helt ny dricksvattenanläggning efter att den exponerats för vatten genomgår en intrimningsperiod under några dagar upp till en vecka innan vatten levereras till kund.

Ändrad bindemedelssammansättning i betongen ändrar halten av vissa potentiellt farliga ämnen i utlakningsvattnet vid provning, ibland i positiv riktning och ibland i negativ riktning. Men förändringarna innebär i de flesta fallen enbart marginella förändringar av halten i vattnet i en verklig dricksvattenanläggning.

Gränser för vilken sammansättning på bindemedlet i betongen och på betongen som helhet som kan användas bestäms av i vilken exponeringsklass betongen ska användas. För utomhusdelar av en dricksvattenanläggning utsatta för frost gäller exponeringsklass XF3 i vilken minsta andel portlandcementklinker (PC-klinker) i bindemedlet enligt gällande regler är 65 %. För betongkonstruktioner som inte är frostutsatta är minimikravet 35 %. I det aktuella projektet har dock inte blandningar med lägre halt PC-klinker än ca 50 % studerats. Orsaken till denna begränsning är att i de fall halten GGBS, som är det enda tillsatsmaterialet som kan tillsättas i större halter än 35 % i betong, överskrider 50 % så får det inte tillgodoräknas som bidragande till hållfasthet och beständighet hos betongen.

Genom att begränsa halten PC-klinker till 65 % eller 50 % kan koldioxidavtrycket från betong sänkas till ungefär samma nivåer. Frågar man att använda det traditionellt använda lågalkaliska, sulfatbeständiga PC-klinkern som bas i bindemedlet till förmån för en ordinär PC-klinker så kan koldioxidavtrycket sänkas ytterligare några procent. Detta är inte orimligt med bibehållen beständighet eftersom den främsta anledningen till att använda ett lågalkaliskt cement är för att undvika skadliga alkalisilikareaktioner i betong, och de alternativa bindemedel som diskuterats i detta projekt minskar denna risk, se (SBF, 2020) Sulfatresistensen ökar också med dessa material, samtidigt som värmeutvecklingen normalt blir lägre.

De betongblandningar som gjutits inom projektet har samtliga erhållit acceptabel konsistens och gjutbarhet utan stora förändringar i mängden flyttillsatsmedel. De har också alla uppnått ett visst minsta värde på 28-dygnshållfasthet. Motståndet mot vatteninträngning hos blandningarna med alternativa bindemedel har varit i nivå med eller lägre än vad som fås med en ren CEM I-betong.

Val av lämplig bindemedelsammansättning för en viss konstruktion bestäms, förutom av de gränser som gäller för den aktuella exponeringsklassen, av flera faktorer. En sådan är om det finns krav på hög tidig hållfasthet för att kunna riva formen så tidigt som möjligt. En annan är om bindemedelssammansättningen gör att det kommer att krävas längre härdningstid för att undvika sprickbildning, och en tredje om konstruktionen riskerar att bli utsatt för kemiska angrepp.

En blandning där minst 65 % av bindemedlet utgörs av lågalkalisk sulfatresistent PC-klinker och resten utgörs av GGBS har sämre hållfasthet vid 28 dygn och betydligt sämre vid 2 och 7 dygn än en där 5 % av bindemedlet ersätts med silikastoft och resten GGBS. Högst 28-dygnshållfasthet erhöles med enbart portland-slaggcementet, CEM II/B-S, vilket ger potential för att kunna sänka bindemedelshalten i betongen mot vad som använts i detta projekt och då även sänka koldioxidavtrycket ytterligare.

När 5 % silikastoft kombineras med 45 % GGBS och det lågalkaliska sulfatresistenta cementet ser man inte samma positiva effekt på den tidiga hållfastheten utan den är betydligt lägre än med enbart detta cement. På längre sikt har dessa blandningar ungefär samma hållfasthet som referensen med bara cement. Även när PC-klinkerhalten var ca 50 % fick blandningen med CEM II/B-S kombinerat med tillsatt GGBS högst 28-dygns-hållfasthet, medan 7-dygns-hållfastheten är på samma nivå som med det lågalkaliska sulfatresistenta cementet men vid två dygn är den lägre.

Tillsättning av 5 % av silikastoft har en positiv inverkan på motståndet mot vattenin-trängningen när det kombineras med det lågalkaliska sulfatresistenta cementet och GGBS. Att enbart höja GGBS-halten ger inte samma positiva effekt.

Som bas för att uppskatta utlakning från ytan av en betongkonstruktion i en anlägg-ning bör en monolitisk provningsmetod användas. Det finns ingen entydig korrelation mellan data från provningar på krossat material erhållna genom skaktester och data från en monolitisk provning. Det är också av vikt att de metoder som används för att analysera halt av ämnen eller parametrar i utlakningsvätskan vid dessa provningar har detektionsgränser som är lägre än de gränsvärden som gäller för syftet med analysen. Då utlakningstester kan ha andra tillämpningar än att studera inverkan på dricksvatten, till exempel för deponi av avfall eller påverkan av lakning på betongen, bör val av vilka ämnen som ska detekteras baseras på vilka som är relevanta för den aktuella tillämp-ningen. Ämnen som det finns gränsvärden för bör ingå, såvida de inte är uppenbart irrelevanta.

9 Riktlinjer för specificering av betong för dricksvattenanläggningar

Aktuella exponeringsklasser bör vara XC3 eller XC4 och för utomhuskonstruktioner kombinerat med XF3. Om konstruktören föreskriver någon XD-klass eller XF4 eller för höga hållfasthetsklasser bör relevansen av detta diskuteras, eftersom det begränsar möjligheterna till klimatoptimering.

För utomhuskonstruktioner där exponeringsklasserna är XC3/XC4/XF3 bör koldioxidutsläppet (GWP) inte vara högre än 250 kg CO₂/m³ betong. Det får gärna vara lägre. Detta gäller under förutsättning att betongleverantören har tillgång till delmaterial som möjliggör detta i närområdet.

vtekv för XC3/XC4/XF3 får vara högst 0,45, då det för klimatförbättrad betong för vattenanläggningar rör sig om ständigt vattenutsatta konstruktioner med upp till 35 % alternativa bindemedel.

Om PC-klinkern är lågalkalisk och sulfatresistent bör ca 5 % av bindemedelsmängden utgöras av silikastoft, för att höja den tidiga hållfastheten hos betongen till ungefär samma nivå som erhålls med en betong med enbart sådant cement. Resten av den del som är möjlig att utnyttja för alternativa bindemedel bör utgöras av GGBS eller en kombination av GGBS och högst 20 % flygaska. Flygaskan bör ha en högsta glödförlust på högst 5 % (kategori A enligt SS-EN 450). Under förutsättning att en helt ny anläggning får en intrimningsperiod på cirka en vecka innan dricksvatten levereras till kund, leder dessa halter av alternativa bindemedel inte till att dricksvattnet från anläggningen blir otjänligt eller tjänligt med anmärkning.

Betongen ska ha en lufthalt enligt tabell 11 i SS 137003:2021. Luftporbildare som är optimala för den aktuella bindemedelssammansättning och kompatibla med övriga tillsatsmedel ska väljas. Den aktiva substansen hos tillsatsmedel bör utgöras av medel som är listade i bilaga A i Arbetsblatt W347 (DVWG, 2006).

Bindemedlet kan bestå av t.ex:

- CEM I + max 32 % alt. bindemedel (GGBS och eventuellt silikastoft)
- CEM II/A-S + max 19 % alt. bindemedel (GGBS och eventuellt silikastoft)
- CEM II/A-LL + max 19 % alt. bindemedel (GGBS och eventuellt silikastoft)
- CEM II/A-V + max 19 % alt. bindemedel (GGBS och eventuellt silikastoft)
- CEM II/B-S

Se tabell V.2 i bilaga V till SS137003:2021.

För inomhuskonstruktioner där exponeringsklasserna är XC3/XC4 bör koldioxidutsläppet (GWP) inte vara högre än 210 kg CO₂/m³ betong. Det får gärna vara lägre. Detta gäller under förutsättning att betongleverantören har tillgång till delmaterial som möjliggör detta i närområdet.

vte_{kv} för XC3/XC4 får i det fallet enligt SS137003 vara högst 0,50, då det för klimatförbättrad betong för vattenanläggningar rör sig om konstruktioner med upp till 65 % alternativa bindemedel. Det rekommenderas dock att föreskriva ett vtekv på 0,45 även i detta fall.

Totala mängden alternativa bindemedel, i cementet eller som tillsatsmaterial, bör begränsas till ca 50 % och andelen flygaska bör inte överstiga 20 %. Dels för att man inte får tillgodoräkna sig effekten av tillsatt GGBS vid högre halter, dels för att utlakningen hos bindemedel med högre halter av GGBS och flygaska inte undersökts.

Under förutsättning att en helt ny anläggning får en intrimningsperiod på cirka en vecka innan dricksvatten levereras till kund, leder dessa halter av alternativa bindemedel inte till att dricksvattnet från anläggningen blir otjänligt eller tjänligt med anmärkning.

Bindemedlet kan till exempel bestå av:

- CEM I + max ca 50 % alt. bindemedel (GGBS och eventuellt silikastoft)
- CEM II/A-S + max ca 40 % alt. bindemedel (GGBS och eventuellt silikastoft)
- CEM II/A-LL + max ca 40 % alt. bindemedel (GGBS och eventuellt silikastoft)
- CEM II/A-V + max ca 40 % alt. bindemedel (GGBS och eventuellt silikastoft)
- CEM II/B-S + max ca 25 % alt. bindemedel (GGBS och eventuellt silikastoft)

För såväl utomhus- som och inomhuskonstruktioner

Av konstruktören använd betongkvalitet i beräkningarna ska vara anpassad till vad som erhålls med krävt vtekv. Att föreskriva högre betongkvalitet än vad som krävs leder till större klimatpåverkan, och kan enbart motiveras om det finns särskilda skäl. För att bestämma vilken hållfasthetsklass som erhålls med en viss betongsammansättning bör en kunnig större betongleverantör konsulteras.

För att bättre utnyttja GGBS som tillsätts i betongblandaren bör de omfattas av konceptet *bindemedelskombinationer med likvärdig prestanda* (EPCC) enligt bilaga O i SS137003 eller så bör det ha framtagits förhöjda k-värden för GGBS i kombination med det aktuella cementet enligt 5.2.5.2.4 i SS137003.

Alternativa bindemedel ger i vissa fall en något långsammare hållfasthetstillväxt och betongen blir därmed mer känsliga föruttorkning och ogynnsam omgivningstemperatur under den första tiden. Det är därför särskilt viktigt att härdningsåtgärder som är tillräckliga, både när det gäller effektivitet och tidsutsträckning, vidtas efter gjutning. Regler och vägledning när det gäller härdningsåtgärder finns i utförandestandarden för betong, SS-EN 13670, och dess svenska tillämpningsstandard SS137006.

Vid specificeringen bör det övervägas vilken täthetsklass enligt SS-EN 1992-3 som är lämplig för den aktuella konstruktionen.

Referenser

- ANM: Standarder och metodanvisning som rapporten hänvisar till listas i bilaga C.
- Achternbosch, M. o.a., 2003. Heavy metals in cement and concrete resulting from the co-incineration of waste in cement kiln with regard to legitimacy of waste utilization, FZKA 6923, Karlsruhe: Forschungszentrum Karlsruhe,.
- ACI, 2003. ACI 233, Slag in concrete and mortar, Reported by ACI Committee 233, u.o.: American Concrete Institute.
- ACI, 2006. ACI 234. Guide for the use of silica fume in concrete. Reported by ACI Committee 232, u.o.: American Concrete Institute.
- Beddoe, R. E., Mullauer, W. & Heinz, D., 2021. On leaching mechanisms of major and trace elements from concrete - Carbonation, exposure to de-icing salts and external sulphates. *Journal of Building Engineering*.
- Butera, S., Hyks, J., Christensen, T. H. & Astrup, T. F., 2015. Construction and demolition waste: Comparison of standard up-flow column and down-flow lysimeter leaching test. *Waste management*.
- CEN, 2011. CEN/TR 16142 - Concrete- A study on the characteristic leaching behaviour of hardened concrete for use in natural environment, Bryssel: European Committee for Standardization.
- Del Rey, I. o.a., 2015. Analysis of chromium and sulphate origins in construction recycled materials based on leaching results. *Waste management*, Volym 46, pp. 278-286.
- DVGW, 2006. Arbeitsblatt W347 - Hygienischer Anforderungen an Zementbundene Werkstoffe im Trinkwasserbereich - Prüfung und Bewertung, u.o.: Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches.
- Engelsen, C. J. o.a., 2010. Leaching characterisation and geochemical modelling of leaching of minor and trace elements released from recycled concrete aggregates. *Cement and concrete Research*, Volym 40, pp. 1639-1649.
- Eztokova, A. & Oravec, J., 2021. Analyzing the leachability of selected heavy metals from cement composites by long-term and cyclic tests. *SSP-Journal of Civil Engineering*, 16(1).
- Fossilfritt Sverige, 2020. [Online]
Available at: https://fossilfrittverige.se/wp-content/uploads/2020/10/ffs_betong-branschen-1.pdf
- Galvin, A. o.a., 2018. Upscaling the pollutant emission from mixed recycled aggregates under compaction for civil applications. *Environmental Science and Pollution Research*, Volym 25, pp. 36014-36023.
- Hartwich, P. & Vollpracht, A., 2017. Influence of leachate composition on the leaching behaviour of concrete. *Cement and concrete Research*, Volym 100, pp. 423-434.
- Helsing, E., 2019. Krom i krossad återvunnen betong, RISE Rapport 2019:102, Borås: RISE.
- Helsing, E., 2019. Uppföljning av tryckhållfasthetsresultat, Rapport 6P00109, Borås: RISE.
- Hillier, S. R., Sangha, C. M., Plunkett, B. A. & Walden, P. J., 1999. Long-term leaching of toxic metals from Portland cement paste. *Cement and concrete Research*, pp. Vol 29, 515-521.

-
- Hjort, L., 1982. Microsilica in concrete. Nordic Concrete Research,, Volym 1.
- Janz, M. & Hassanzadeh, M., 2009. Kvalitativ identifiering och utvärdering av reparationsmetoder. [Online]
Available at: betongreparation.se
[Använd 2022].
- Komonweeraket, K. o.a., 2015. Effects of pH on the leaching mechanisms of elements from fly ash mixed soils. Fuel, Volym 140, pp. 788-802.
- Lang, E., 2002. Blastfurnace cements. i: Bensted & Barnes, red. Structure and performance of cements. 1 red. u.o.:Taylor & Francis.
- Locher, F. W., 2006. Cement principles of production and use, Dusseldorf: Verlag BAU+Technik GmbH.
- Marion, A. M., De Lanève, M. & De Grauw, A., 2005. Study pof leaching behaviour of paving concretes: quantification of heavy metal contetn in leachates issued from tank test using demineralized water. Cement and Concrete Research, Volym 35, pp. 951-957.
- Mullauer, W., Beddoe, R. E. & Heinz, D., 2015. Leaching behaviour of major and trace elements from concrete: Effect of fly ash and GGBS. Cement and Concrete Composites, Volym 58, pp. 129-139.
- RVF, 2006. RVF-rapport 2006:06, Lakegenskaper för naturballast. Bermaterial och moräner, Malmö: RVF -Svenska Renhållningsverksföreningen.
- SBF, 2020. Betongrapport nr 18, utgåva 1 - ASR i svensk betong - vägledning för nya och befintliga konstruktioner, Stockholm : Svenska Betongföreningen .
- Svensk Byggtjänst, 2017. Betonghandbok MateriAL - Del 1: Delmaterialn samt färsk och hårdnande betong. Stockholm: Svensk Byggtjänst.
- Takahashi, S., Sakai, E. & Sugiyama, T., 2007. Study on leaching of hexavalent chromium from hardened concrete using tank leaching test. Journal of Advanced Concrete Technology, Volym 5, pp. 201-207.
- Van Gerven, T., Van Balen , D., Dutré, V. & Vandecasteele, C., 2003. Influence of carbonation and carbonntion methods on leaching of metals from mortar. Cement and Concrete Research.
- Yu, Q. o.a., 2005. The leachability of heavy metals in hardened fly ash cement and cement-solidified fly ash. Cement and concrete Research, Volym 35, pp. 1056-1063.
- Zhang, Y., Cetin, B., Likos, W. J. & Edil, T. B., 2016. Influence of pH on leaching potential of elements from MSW incineration fly ash. Fuel, Volym 184, pp. 815-825.
- Zhang, Y., Chen, J., Ginder-Vogel, M. & Edil, T. B., 2018. Effect of pH and grain size on leaching mechanism of elements from recycled concrete aggregate. Shanghai, Springer Nature singapore Pte Ltd, pp. 325-334.

Bilaga A - Provning av två betong-sammansättningar som innehåller flygaska

A.1 Bakgrund

På uppdrag av Cementa AB har, parallellt med de blandningar som provats i projektet "Klimatförbättrad betong för dricksvattenanläggningar" (Huvudrapporten) samma provningar genomförts ytterligare en blandning, som innehåller en viss del flygaska. Flygaskan ingår i ett portland-flygaskecement, CEM II/A-V, som även uppfyller krav på låg alkalihalt enligt SS 134203, och moderat värmeutveckling enligt SS134202 och är sulfatresistent enligt SS1342034.

RISE har också därutöver utfört provningar på en blandning med samma portland-flygaskecemen som ovan, men där 35 % av detta cement ersatts med slagg (GGBS).

Anledningen till att studien kompletterats med dessa blandningar är för att endera finna fog för eller avfärda de betänkligheter som finns hos uppdragsgivarna till huvudrapporten när det gäller användning av flygaska i dricksvattenanläggningar. Flygaska ses som ett så förorenat material att det på grund av risk för utlakning av farliga ämnen inte lämpar sig för dricksvattenanläggningar.

Flygaska är en restprodukt som kan härröra från olika industriella förbränningsprocesser, kolkraftverk, sopförbränning, slamförbränning etcetera. Men all flygaska är inte godkänd för användning i betong, endera som en del av cementet eller som ett tillsatsmaterial. Definitionen på accepterad flygaska är:

Fint pulver av huvudsakligen sfäriska glasartade partiklar, som härrör från förbränning av pulvriserat kol, med eller utan sam-brända material, som har puzzolaniska egenskaper och består av främst SiO_2 och Al_2O_3 och som :

- *utvinns genom elektrostatisk eller mekanisk utfällning av dammliknande partiklar från bränningsgaser i kraftverket, och*
- *kan behandlas, t.ex. genom klassificering, urval, siktning, torkning, blandning, malning eller kolreducering, eller med en kombination av dessa förfaranden i lämpliga produktionsanläggningar. De kan i så fall bestå av flygaska från olika källor som alla uppfyller dessa krav.*

Förbränt kommunalt avfall eller avfall från industriella processer överensstämmer inte med denna definition.

I denna bilaga ges en kortfattad beskrivning av dessa provningar och de uppmätta resultaten. Observera att vissa resultat endast är preliminära, då provningarna avslutats helt nyligen och inte fullt ut kvalitetsgranskats.

A.2 Material och sammansättningar

De material som använts framgår av Tabell A.1

Materialtyp	Produktnamn	Beteckning	Tillverkare/leverantör
Cement	Anläggning FA Slite	CEM II/A-V 42,5 N NSR/MH/LA	Cementa
GGBS	Slagg Merit	Uppfyller SS-EN 15167-1	Swecem
Flyttillsats medel	ViscoCrete-1020 X		Sika
Fin ballast	0/8 mm	Betonggrus 2	Heda
Grov ballast	8/16 mm	Makadam 2	NCC

Tabell A.1

Använda material.

Prover gjöts från två betongsammansättningar. För båda betongsammansättningarna gäller:

- $v_{bt} = 0,45$
 - Bindemedelshalt = 360 kg/m³,
 - Avsedd konsistensklass = S₄ (sättnått 160 - 210 mm)
 - Flytmedel har använts för att uppnå rätt konsistens
 - Ingen luftporbildare har använts
- Övrig information om sammansättningarna anges i Tabell A.2

Blandning namn	Cement		Tillsatt GGBS		Flytmedel	PC-klinker*	Kommentar
	Typ	Halt, %	Typ	Halt, %	kg/m ³	Halt, %	
AF	Anl. FA Slite	100	--	0	5,1	80 %	I Anläggning FA Slite ingår ca 16 % flygaska som huvudbeståndsdel
AFS	Anl. FA Slite	65	Merit	35	7,8	52 %	

Tabell A.2

Bindemedelssamman-
sättning i betong-
blandningarna.

* Beräknat enligt reglerna i SS137003 baserat på minsta PC-klinkerhalt i cementet.

A.3 Utförda provningar

Följande provningar har utförts på betongblandningarna:

- Hållfasthetsprovning vid 2, 7, 28 och 90 dygns ålder, SS-EN 12390-3
- Provning av vatteninträngning vid ca 3 månaders ålder, SS-EN 12390-8 (Enbart på blandning AFS)
- Utlakning monolitisk, SIS-CEN/TS 16637-2 (enbart på blandning AF)
- Utlakning skaktest; SS-EN 12457-3

För detaljerat förfarande, se avsnitt 5.2 i huvudrapporten.

A.4 Provningsresultat

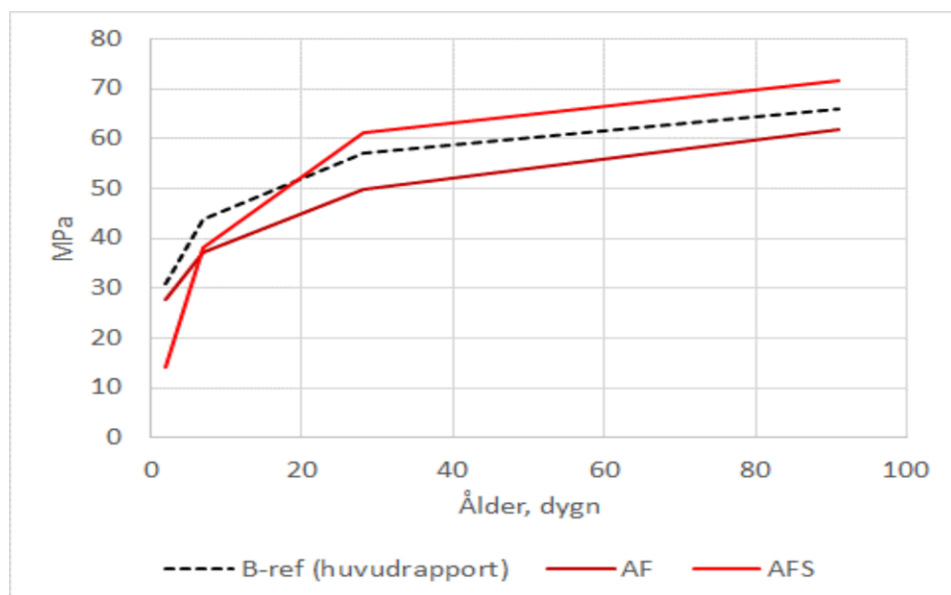
A.4.1 Tryckhållfasthet

Provningsresultaten (medelvärden) när det gäller tryckhållfasthet redovisas i Tabell A.3. I Figur A.1 återges hållfasthetsutvecklingen för de båda blandningarna samt för jämförelse för blandning B-ref från huvudrapporten. B-ref är tillverkad med samma sammansättning och delmaterial som AF och AFS med undantag för bindemedlet som för B-ref är Anläggning Slite, CEM I 42,5 N SR3 MH/LA.

Blandning	2 dygn	7 dygn	28 dygn	90 dygn
AF	27,6	37,3	49,9	64,6
AFS	14,1	38,2	61,1	79,0

Tabell A.3

Tryckhållfasthet, medelvärden i MPa.



Figur A.1

Hållfasthetsutveckling för blandning AF och AFS.

A.4.2 Vatteninträngning

Vatteninträngningen på blandning AFS var 23,5 mm, 16,9 mm och 9,5 mm på de tre provkropparna, vilket ger ett medelvärde på 16,6 mm.

A.4.3 Monolitisk utlakning - blandning AF

Uppmätta värden på pH, konduktivitet, lukt, färg och TOC vid monolitisk utlakning av blandning AF ges i Tabell A.5 och anjoner och metaller Tabell A.6.

	6 h	1 d	2 d 6 h	4 d	9 d	16 d	36 d	64 d
pH	11,2	11,4	11,4	11,3	11,4	11,6	11,5	11,2
Konduktivitet (μS/cm)	478	414	530	504	699	686	726	461
Turbiditet (FNU)	0,17	0,05	0,06	0,09	<0,05	0,05	0,43	0,05
Lukt, intensitet	Tydlig	Ingen	Tydlig	Tydlig	Tydlig	Tydlig	Svag	Svag
Lukt, beskr.	cem.*	---	cem.*	unken	unken	cem.*	obestämbar	unken
Färg (455mm) (mg/L Pt)	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
TOC	4100	< 2000	< 2000	< 2000	< 2000	< 2000	< 2000	< 2000

Tabell A.5

pH, konduktivitet, turbiditet, lukt, och färg vid monolitisk utlakning.

	6 h	1 d	2 d 6 h	4 d	9 d	16 d	36 d	64 d
F ⁻	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Cl ⁻	20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
SO ₄ ²⁻	3714	2434	3142	3025	3664	3862	3873	5464
Al	175	320	470	515	790	880	1105	1011
As	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Ba	10	15	20	30	40	40	50	47
Cd	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Co	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Cr	10	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Cr(VI)	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Cu	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Hg	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Mo	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Ni	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Pb	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Sb	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Tl	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
U	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15
V	< 5	< 5	5,1	5,7	7,2	8,2	9,9	13,0
Zn	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5

Tabell A.6

Utlakning ämnen i µg/l.

A.5.4 Skaktest - blandning AF och AFS

Uppmätta värden vid L/TS = 2 och L/TS 10 vid skaktestet redovisas för blandning AF och AFS i Tabell A.7.

Parameter/ämne	Enhet	Blandning AF		Blandning AFS	
		L/TS=2	L/TS=10	L/TS=2	L/TS=10
pH vid 25 °C		12,5	12,4	12,4	12,1
Konduktivitet vid 25°C	mS/m	801	623	581	270
DOC, löst organiskt kol	mg/L	35,8	10,2	17,6	6,4
fluorid	mg/L	<0.10	<0.10	0,1	<0.10
klorid	mg/L	<4.0	<4.0	30,5	14,6
sulfat	mg/L	46,3	15,3	30,7	20,8
As, arsenik	µg/L	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Ba, barium	µg/L	705	443	384	220
Cd, kadmium	µg/L	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
Cr, krom	µg/L	125	64,5	24,2	16,9
Cu, koppar	µg/L	22	<1	3,37	<1
Hg, kvicksilver	µg/L	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
Mo, molybden	µg/L	18,2	12,5	37,4	18,9
Ni, nickel	µg/L	2,38	0,91	2,17	0,83
Pb, bly	µg/L	342	58,1	3,75	<0.2
Sb, antimon	µg/L	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Se, selen	µg/L	<2	<2	<2	<2
Zn, zink	µg/L	31	<2	2,25	<2

Tabell A.7

Uppmätta värden och halter av ämnen vid utlakning med skaktest.

A.6 Kommentarer till utlakningsresultat

En jämförelse mellan de monolitiska utlakningsresultaten för blandning AF och för de fyra blandningar som undersökts i huvudrapporten leder till följande observationer:

- För de allra flesta parametrarna är värdena likvärdiga med vad som erhållits för blandningarna i huvudrapporten.
- Värdet för TOC i steg 1 är högt vilket tyder på ett innehåll av organiskt kol som utlakas ur ytan snabbt när den utsätts för vatten. Därefter är värdena på samma nivå som för de andra blandningarna.
- Värdena för sulfat är högre än för referensen men lägre än för de som uppmätts i blandningarna med alternativa bindemedel i huvudrapporten.
- Värdena för aluminium är högre än referensen men lägre än de som uppmätts för blandning Schwenk.

En jämförelse mellan utlakningsresultaten vid skaktestet för blandning AF och AFS och för de elva blandningar som undersökts i huvudrapporten leder till följande observationer:

- För de allra flesta parametrarna är värdena likvärdiga med vad som erhållits för blandningarna i huvudrapporten.
- Värdet för DOC vid $L/TS=2$ för AF är lägre och för AFS mycket lägre än för referensen i huvudrapporten.
- Värdena för klorid för blandning AF ligger liksom för referensen under detektionsgränsen. För AFS är de högre men överskrider inte de högsta som uppmätts med de övriga blandningarna med alternativa bindemedel i huvudrapporten.
- Värdena för sulfat och barium ligger under värdena för referensen.
- Värdena för krom för AF ligger mycket högt jämfört med referensen medan värdena för AFS ligger i nivå med referensen.
- Värdena för nickel för AF och AFS ligger högre än referensen men lägre än för övriga blandningar i huvudrapporten.
- Värdena för bly för AF och AFS ligger i nivå med värdena för referensen.
- Värdet för koppar för AF vid L/TS är ungefär dubbelt så högt som högsta värde som uppmätts för blandningarna i huvudrapporten. Detta sjunker dock till under detektionsgränsen vid $L/TS=10$.

Bilaga B - Provningsresultat

B.1 Provningsresultat - betongegenskaper

Blandning	Sättnått (mm)	Åtgång flytmedel kg/m ³
1 Referens	210	7,8
2 Schwenk	190	10,4
3 Merit	200	10,1
3 Bremen	200	8,0
5 U2	190	8,1
6 H1	200	10,6
7 B-ref	170	13,3
8 U1	200	11,3
9 U3	180	9,3
10 U4	180	9,5
11 H2	180	7,6

Tabell B.1

Sättnått och åtgång flytmedel hos den färska betongen.

Blandning	Ålder vid provning, d	Vatteninträngning, mm			
		Provkr. 1	Provkr. 2	Provkr. 3	Medelvärde, till närmaste (mm)
1 Referens	ca 60	26	25	24	25
2 Schwenk	ca 60	17	35	24	25
3 Merit	ca 60	14	14	14	14
4 Bremen	ca 60	20	13	19	17
5 U2	ca 90	7	22	14	14
6 H1	ca 90	34	23	22	25
7 B-ref	Ej provad	--	--	--	--
8 U1	ca 30	25	28	22	27
9 U3	ca 30	15	23	14	17
10 U4	ca 30	15	30	35	27
11 H2	ca 30	14	11	33	19

Tabell B.2

Provningsresultat för vatteninträngning.

Blandning	2 dygn	7 dygn	28 dygn		56 dygn	90 dygn	Lufthalt
Typ av värde	Medel	Medel	Medel	Lägsta	Medel	Medel	Medel
1 Referens	29,0	46,5	54,0	53,1	59,2	64,6 ^a	2,7%
2 Schwenk	32,6	54,5	74,5	70,2	73,1	79,0 ^a	3,2%
3 Merit	10,5	39,5	55,4	49,2	56,6	65,9 ^a	3,4%
4 Bremen	13,1	37,7	56,0	50,7	55,3	56,5 ^a	3,7%
5 U2	23,3	47,0	66,2	62,1	--	82,4	2,6%
6 H1	25,1	46,1	71,6	71,5	--	83,8	1,9 %
7 B-ref	30,9	43,9	57,2	56,0	--	66,0	2,0%
8 U1	17,6	33,2	46,9	45,2	--	56,8	3,0 %
9 U3	32,7	49,2	52,6	49,5	--	69,9	7,2 %
10 U4	34,3	50p,1	59,1	57,4	--	61,0	4,8 %
11 H2	21,1	38,8	63,1	61,6	--	71,4	4,4 %

^a Bestämd på enbart en provkropp

Tabell B.3

Tryckhållfasthet, medelvärden i MPa samt lägsta värde vid 28 dygn.

Blandning	7 dygn	14 dygn	28 dygn	42 dygn	56 dygn	Lufthalt
5 U2	0,010	0,010	0,020	0,030	0,040	3,0 %
8 U1	0,010	0,013	0,023	0,030	0,030	2,6 %
9 U3	0,010	0,010	0,020	0,027	0,027	7,2 %
10 U4	0,017	0,023	0,033	0,057	0,080	4,8 %

Tabell B.4

Avflagnings i kg/m² vid frysprovning enligt SS137244, metod B.

B.2 Provningsresultat - monolitisk utlakning

Tidpunkt Blandning	6h	1d	2d6h	4d	9d	16d	36d	64d
1 Referens	11,7	11,9	11,5	11,8	11,6	11,7	11,7	11,7
2 Schwenk	11,4	11,3	11,4	11,4	11,7	11,2	11,4	11,2
3 Merit	11,2	11,0	11,2	11,3	11,3	11,2	11,1	10,9
4 Bremen	11,1	10,8	11,2	11,2	11,3	11,0	10,9	10,2

Tabell B.5

Provningsresultat från lakning, pH-värde.

Tidpunkt Blandning	6h	1d	2d6h	4d	9d	16d	36d	64d
1 Referens	712	895	623	755	479	1033	1094	881
2 Schwenk	382	211	277	316	591	422	511	363
3 Merit	243	163	293	247	289	385	334	225
4 Bremen	179	91	91	107	265	271	182	105

Tabell B.6

Provningsresultat från lakning, elektrisk konduktivitet i µS/cm.

Tidpunkt Blandning	6h	1d	2d6h	4d	9d	16d	36d	64d
1 Referens	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
2 Schwenk	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
3 Merit	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
4 Bremen	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5

Tabell B.7

Provningsresultat från lakning, färg, (455 nm) (mg/l Pt).

Tidpunkt Blandning	6h	1d	2d6h	4d	9d	16d	36d	64d
1 Referens	N	N	N	Svag cem.	Tydlig cem.	Stark cem.	Tydlig cem.	Tydlig cem.
2 Schwenk	N	N	N	Svag cem.	Tydlig cem.	Svag cem.	Tydlig cem.	Stark cem.
3 Merit	N	N	N	N	Svag cem.	Tydlig cem.	Svag cem.	Svag cem.
4 Bremen	N	N	N	Svag obestämd	Svag obestämd	Stark cem.	Stark cem.	Tydlig cem.

N = Ingen lukt,
cem. = cementliknande

Tabell B.8

Provningsresultat från lakning, luktintensitet.

Tidpunkt Blandning	6h	1d	2d6h	4d	9d	16d	36d	64d
1 Referens	< 0,05	0,12	< 0,05	< 0,05	0,24	< 0,05	< 0,05	0,07
2 Schwenk	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
3 Merit	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,069	0,1	0,31
4 Bremen	0,085	< 0,05	< 0,05	0,052	< 0,05	< 0,05	0,31	0,12

Tabell B.9

Provningsresultat från lakning, turbiditet (FNU, NTU).

Tidpunkt Blandning	6h	1d	2d6h	4d	9d	16d	36d	64d
1 Referens	< 2000	< 2000	< 2000	< 2000	< 2000	< 2000	< 2000	< 2000
2 Schwenk	< 2000	< 2000	< 2000	< 2000	< 2000	< 2000	< 2000	< 2000
3 Merit	< 2000	< 2000	< 2000	< 2000	< 2000	< 2000	< 2000	< 2000
4 Bremen	< 2000	< 2000	< 2000	< 2000	< 2000	< 2000	< 2000	< 2000

Tabell B.10

Provningsresultat från lakning, TOC i µg/l.

Tidpunkt Blandning	6h	1d	2d6h	4d	9d	16d	36d	64d
1 Referens	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	50	96
2 Schwenk	< 50	< 50	< 50	57	64	70	85	100
3 Merit	< 50	< 50	< 50	54	72	79	82	74
4 Bremen	< 50	< 50	< 50	< 50	74	60	80	75

Tabell B.11

Provningsresultat från lakning, anjoner fluorid (F-) i (µg/l).

Tidpunkt Blandning	6h	1d	2d6h	4d	9d	16d	36d	64d
1 Referens	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
2 Schwenk	76	50	52	63	76	84	160	120
3 Merit	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	56	< 50
4 Bremen	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50

Tabell B.12

Provningsresultat från lakning, anjoner klorid (Cl-) i (µg/l).

Tidpunkt Blandning	6h	1d	2d6h	4d	9d	16d	36d	64d
1 Referens	564	786	578	1030	1420	1780	2110	2130
2 Schwenk	990	837	1190	1710	1820	2430	4260	5340
3 Merit	970	902	1030	1450	2000	2100	3830	4310
4 Bremen	964	424	927	1360	2220	2130	4180	6880

Tabell B.13

Provningsresultat från lakning, anjoner sulfat (SO₄²⁻) i µg/l.

Tidpunkt Blandning	6h	1d	2d6h	4d	9d	16d	36d	64d
1 Referens	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
2 Schwenk	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
3 Merit	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
4 Bremen	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10

Tabell B.14

Provningresultat från lakning, arsenik, As, i µg/l.

Tidpunkt Blandning	6h	1d	2d6h	4d	9d	16d	36d	64d
1 Referens	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
2 Schwenk	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
3 Merit	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
4 Bremen	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1

Tabell B.15

Provningresultat från lakning, kadmium, Cd, i µg/l.

Tidpunkt Blandning	6h	1d	2d6h	4d	9d	16d	36d	64d
1 Referens	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
2 Schwenk	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
3 Merit	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
4 Bremen	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5

Tabell B.16

Provningresultat från lakning, krom, Cr, i µg/l.

Tidpunkt Blandning	6h	1d	2d6h	4d	9d	16d	36d	64d
1 Referens	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
2 Schwenk	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
3 Merit	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
4 Bremen	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1

Tabell B.17

Provningresultat från lakning, nickel, Ni, i µg/l.

Tidpunkt Blandning	6h	1d	2d6h	4d	9d	16d	36d	64d
1 Referens	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
2 Schwenk	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
3 Merit	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
4 Bremen	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5

Tabell B.18

Provningresultat från lakning, bly, Pb, i µg/l.

Tidpunkt Blandning	6h	1d	2d6h	4d	9d	16d	36d	64d
1 Referens	80	185	145	250	350	505	730	736
2 Schwenk	210	285	415	675	965	1140	1390	1200
3 Merit	165	170	270	440	670	720	730	515
4 Bremen	215	160	355	580	980	1000	880	530

Tabell B.19

Provningresultat från lakning, aluminium, Al, i µg/l.

Tidpunkt Blandning	6h	1d	2d6h	4d	9d	16d	36d	64d
1 Referens	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
2 Schwenk	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
3 Merit	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
4 Bremen	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5

Tabell B.20

Provningresultat från lakning, kvicksilver, Hg, i µg/l.

Tidpunkt Blandning	6h	1d	2d6h	4d	9d	16d	36d	64d
1 Referens	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
2 Schwenk	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
3 Merit	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
4 Bremen	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5

Tabell B.21

Provningresultat från lakning, koppar, Cu, i µg/l.

Tidpunkt Blandning	6h	1d	2d6h	4d	9d	16d	36d	64d
1 Referens	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
2 Schwenk	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
3 Merit	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
4 Bremen	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5

Tabell B.22

Provningresultat från lakning, antimon, Sb, i µg/l.

Tidpunkt Blandning	6h	1d	2d6h	4d	9d	16d	36d	64d
1 Referens	< 5	< 5	< 5	< 5	5	< 5	< 5	< 5
2 Schwenk	5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
3 Merit	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
4 Bremen	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5

Tabell B.23

Provningresultat från lakning, tallium, Tl, i µg/l.

Tidpunkt Blandning	6h	1d	2d6h	4d	9d	16d	36d	64d
1 Referens	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15
2 Schwenk	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15
3 Merit	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15
4 Bremen	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15

Tabell B.24

Provningresultat från lakning, uran, U, i µg/l.

Tidpunkt Blandning	6h	1d	2d6h	4d	9d	16d	36d	64d
1 Referens	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
2 Schwenk	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
3 Merit	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
4 Bremen	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50

Tabell B.25

Provningresultat från lakning, vattenlösligt krom, Cr^{VI}, i µg/l.

Tidpunkt Blandning	6h	1d	2d6h	4d	9d	16d	36d	64d
1 Referens	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
2 Schwenk	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	7	7,7
3 Merit	< 5	< 5	6	11	11	19	30	31
4 Bremen	< 5	< 5	6	9	9	17	27	30

Tabell B.26

Provningresultat från lakning, vanadin, V, i µg/l.

Tidpunkt Blandning	6h	1d	2d6h	4d	9d	16d	36d	64d
1 Referens	40	60	40	50	80	90	115	96
2 Schwenk	20	20	25	30	45	45	50	35
3 Merit	10	10	10	20	25	30	20	15
4 Bremen	10	10	10	10	20	15	10	5

Tabell B.27

Provningresultat från lakning, barium , Ba, i µg/l.

Tidpunkt Blandning	6h	1d	2d6h	4d	9d	16d	36d	64d
1 Referens	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
2 Schwenk	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
3 Merit	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
4 Bremen	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5

Tabell B.28

Provningresultat från lakning, kobolt, Co, i µg/l.

Tidpunkt Blandning	6h	1d	2d6h	4d	9d	16d	36d	64d
1 Referens	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
2 Schwenk	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
3 Merit	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
4 Bremen	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5

Tabell B.29

Provningresultat från lakning, molybden, Mo, i µg/l.

Tidpunkt Blandning	6h	1d	2d6h	4d	9d	16d	36d	64d
1 Referens	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
2 Schwenk	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
3 Merit	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
4 Bremen	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5

Tabell B.30

Provningresultat från lakning, zink, Zn, i µg/l.

B.3 Provningsresultat - skaktest

Blandning	pH		Konduktivitet mS/m		DOC mg/l	
L/TS	2	10	2	10	2	10
1 Referens	12,6	12,4	844	751	50,3	4,52
2 Schwenk	12,5	12,2	735	434	41,0	5,43
3 Merit	12,1	11,9	357	206	11,5	2,54
4 Bremen	12,0	11,8	271	174	21,0	2,41
5 U2	12,4	12,0	633	266	28,2	4,13
6 H1	12,5	12,1	693	331	18,7	3,94
7 B-ref	12,5	12,4	852	678	62,2	6,06
8 U1	12,5	12,2	776	504	43,5	7,5
9 U3	12,5	12,4	855	600	77,3	9,3
10 U4	12,5	12,3	790	511	40,6	7,9
11 H2	12,4	12,0	708	335	24,1	3,9

Tabell B.31

Provningsresultat skaktest - pH, elektrisk konduktivitet och TOC.

Blandning	Klorid, mg/l		Fluorid, mg/l		Sulfat, mg/l	
L/TS	2	10	2	10	2	10
1 Referens	< 4,0	< 4,0	< 0,10	< 0,10	52,6	16,4
2 Schwenk	15,2	6,9	0,16	0,14	33,4	10,8
3 Merit	53,0	20,6	< 0,10	< 0,10	71,5	45,7
4 Bremen	47,3	16,5	0,10	0,10	88,6	49,1
5 U2	21,6	10,4	0,15	0,13	23,3	18,4
6 H1	23,2	10,4	0,15	0,17	27,2	12,3
7 B-ref	< 4,0	< 4,0	< 0,10	< 0,10	32,8	13,4
8 U1	15,3	7,1	0,10	0,10	40,2	14,2
9 U3	26,8	8,6	0,13	0,13	77,3	17,6
10 U4	28,8	9,0	0,11	0,11	93,0	21,4
11 H2	56,5	19,3	0,12	0,12	92,8	27,0

Tabell B.32

Provningsresultat skaktest - halt klorid, fluorid och sulfat i mg/l.

Blandning	As		Cd		Cr		Ni		Pb	
L/S	2	10	2	10	2	10	2	10	2	10
1 Referens	< 0,5	< 0,5	< 0,05	0,052	63,5	30,4	1,9	< 0,5	3,5	2,0
2 Schwenk	< 0,5	< 0,5	< 0,05	< 0,05	6,2	4,2	5,0	1,4	2,8	0,7
3 Merit	< 0,5	< 0,5	< 0,05	< 0,05	12,1	8,3	2,5	0,9	0,9	< 0,2
4 Bremen	< 0,5	< 0,5	< 0,05	< 0,05	12,3	7,9	3,4	1,0	1,2	< 0,2
5 U2	< 0,5	< 0,5	< 0,05	< 0,05	10,0	9,2	2,0	< 0,5	1,3	< 0,2
6 H1	< 0,5	< 0,5	< 0,05	< 0,05	9,7	7,4	1,3	< 0,5	0,9	< 0,2
7 B-ref	< 0,5	< 0,5	< 0,05	< 0,05	51,7	32,2	1,2	< 0,5	3,4	1,6
8 U1	< 0,5	< 0,5	< 0,05	< 0,05	11,4	7,9	2,6	< 0,5	22,9	4,3
9 U3	< 0,5	< 0,5	< 0,05	< 0,05	15,6	6,6	3,6	< 0,5	6,1	2,2
10 U4	< 0,5	< 0,5	< 0,05	< 0,05	11,8	5,2	4,0	1,4	10,8	2,4
11 H2	< 0,5	< 0,5	< 0,05	< 0,05	8,5	4,6	3,3	< 0,5	19,5	3,5

Tabell B.33

Provningsresultat skaktest - halt metallerna As, Cd, Cr, Ni och Pb i µg/l.

Blandning	Ba		Cu		Mo*		Sb		Zn	
	2	10	2	10	2	10	2	10	2	10
1 Referens	1000	645	3,4	1,21	102	53,6	< 0,1	< 0,1	5,5	4,2
2 Schwenk	939	444	10,4	1,57	11,5	5,37	< 0,1	0,21	2,1	< 2
3 Merit	136	77	6,5	1,81	197	57,1	< 0,1	0,30	< 2	< 2
4 Bremen	118	73	3,8	2,10	39,5	10,5	< 0,1	0,23	< 2	< 2
5 U2	404	179	9,9	1,75	7,7	3,4	< 0,1	0,34	< 2	< 2
6 H1	711	308	9,0	1,04	7,9	3,5	< 0,1	0,27	< 2	< 2
7 B-ref	934	443	4,2	1,23	87,3	59,2	< 0,1	< 0,1	3,8	4,1
8 U1	706	345	14,5	1,11	142	79,8	2,5	0,64	3,5	< 2
9 U3	752	406	6,3	< 1	13,2	20,3	0,3	0,15	2,3	< 2
10 U4	450	289	6,7	1,01	17	7,3	< 0,1	0,15	3,6	< 2
11 H2	364	176	17,2	< 1	19,3	6,7	< 0,1	0,31	< 2	< 2

Tabell B.34

Provningsresultat skaktest
- halt metallerna Ba, Cu, Mo,
Sb och Zn i µg/l.

Värdena för kvicksilver, Hg, är < 0,02 µg/l för samtliga blandningar vid såväl L/TS = 2 som vid L/TS=10.

Värdena för selen, Se, är < 2 µg/l för samtliga blandningar vid såväl L/TS = 2 som vid

L/TS = 10, förutom för blandning Bremen då värdet vid L/TS=2 är 3,99 µg/l

Bilaga C - Standarder och metodbeskrivningar

SS-EN 197-1:2011 Cement - Del 1: Sammansättning och fordringar för ordinära cement

SS-EN 197-2:2000 Cement - Del 2 utvärdering av överensstämmelse

ANM: Denna standard finns i senare utgåva från 2014. 2020 gavs ytterligare en version ut som "Cement - Del 2 : Bedömning och fortlöpande kontroll av prestanda". För CE-märkning tillämpas dock i mars 2022 fortfarande versionen från år 2000

SS-EN 196-10:2016, Cement - Provning - Del 10: Bestämning av vattenlösligt sexvärt krominnehåll i cement.

SS-EN 206:2013+A2:2021 Betong - Fordringar, egenskaper, tillverkning och överensstämmelse

SS-EN 450-1:2012 Flygaska för betong - Del 1: Definition, specifikation och kriterier för överensstämmelse

SS-EN 934-1:2008 Tillsatsmedel till betong, bruk och injekteringsbruk - Del 1: Allmänna krav

SS-EN 934-2:2009+A1:2012 Tillsatsmedel till betong, bruk och injekteringsbruk - Del 2: Tillsatsmedel till betong - Definitioner, krav, överensstämmelse, märkning och etikettering

SS-EN 1484, 1997, Vattenundersökningar - Riktlinjer för bestämning av totalt organiskt kol (TOC) och löst organiskt kol (DOC)

SS-EN 1990 - SS-EN 1999, Eurokoder

ANM: Standardserie omfattande ca 60 standarder för dimensionering av bärverk innehållande separata delar för grundläggande regler, laster på bärverk, dimensionering av betongkonstruktioner, av stålkonstruktioner, av samverkanskonstruktioner i stål och betong, av träkonstruktioner, av murverkskonstruktioner, av geokonstruktioner, av konstruktioner med hänsyn till jordbävning samt av aluminiumkonstruktioner.

SS-EN 1992-1-1:2005 Eurokod 2: Dimensionering av betongkonstruktioner - Del 1-1: allmänna regler och regler för byggnader

SS-EN 1992-3:2006 Eurokod 2: Dimensionering av betongkonstruktioner - Del 3: Behållare och avskiljande konstruktioner för vätskor och granulära material

SS-EN ISO 7027-1:2016 Vattenundersökningar . Bestämning av turbiditet .- Del 1: kvantitativa metoder (ISO 7027-1:2016)

SS-EN ISO -7887:2012 Vattenundersökningar - Undersökning och bestämning av färg (ISO 7887:2011)

SS-EN 12350-2: 2019 Provning av färsk betong Del 2: Sättningsmått.

SS-EN 12390-3, Provning av hårdnad betong - Del 3: Tryckhållfasthet hos provkroppar

SS-EN 12390-8: 2019, Provning av hårdnad betong – Del 8: Vattentäthet under tryck

SS-EN 12457-1 Karaktärisering av avfall - Laktest - Kontrolltest för utlakning från granulära material och slam - Del 1: Enstegs skaktest vid L/S 2 l/kg för material med hög fastfashalt och med partikelstorlek mindre än 4 mm (utan eller med nedkrossning)

SS-EN 12457-2 Karaktärisering av avfall - Laktest - Kontrolltest för utlakning från granulära material och slam - Del 1: Enstegs skaktest vid L/S 10 l/kg för material med hög fastfashalt och med partikelstorlek mindre än 4 mm (utan eller med nedkrossning)

SS-EN 12457-3 Karaktärisering av avfall - Laktest - Kontrolltest för utlakning från granulära material och slam - Del 1: Tvåstegs skaktest vid L/S 2 l/kg och L/S 8 l/kg för material med hög fastfashalt och med partikelstorlek mindre än 4 mm (utan eller med nedkrossning)

SS-EN 12457-4 Karaktärisering av avfall - Laktest - Kontrolltest för utlakning från granulära material och slam - Del 1: Enstegs skaktest vid L/S 10 l/kg med partikelstorlek mindre än 10 mm (utan eller med nedkrossning)

SS-EN 13263-1:2005+A1:2009 Silikastoft till betong - Del 1: Definitioner, krav samt kriterier för överensstämmelse

SS-EN 13263-2:2005+A1:2009 Silikastoft till betong - Del 2: utvärdering av överensstämmelse

SS-EN 13656:2020 Mark, slam, avfall och behandlat bioavfall - Uppslutning med salt-syra (HCl), salpetersyra (HNO₃) och tetrafluorborsyra (HBF₄) och fluorvätesyra (HF) för elementaranalys (totaluppslutning av fast avfall för elementaranalys)

SS-EN 13657 Karaktärisering av avfall - Uppslutning för bestämning av element lösliga i kungsvatten

SS-EN 13670:2009 Betongkonstruktioner - Utförande

SIS-TS/14405:2004 Karaktärisering av avfall - Bestämning av lakegenskaper - Uppströms perkolationstest (under bestämda förhållanden) (upphävd och ersatt av SS-EN 14405:2017)

SS-EN 14405:2017 Karaktärisering av avfall - Bestämning av lakegenskaper - Uppströms perkolationstest (under bestämda förhållanden)

SS-EN 14429: 2015, Karaktärisering av avfall - Bestämning av lakegenskaper - pH-inverkan på lakning vid initial tillsättning av syra/bas

SS-EN 14997: 2015, Karaktärisering av avfall - Bestämning av lakegenskaper - pHs inverkan på utlakning vid kontinuerlig pH-justering

SS-EN 1504-3:2135 - Betongkonstruktioner - Produkter och system för skydd och reparation - Del 3: Reparation.

SS-EN 1504-5:2013 Betongkonstruktioner - Produkter och system för skydd och reparation - Del 4: Injektering av betong.

SS-EN 15167-1:2006 Mald granulerad masugnsslagg för användning i betong, bruk och injekteringsbruk - Del 1: Definitioner, specifikationer och kriterier för överensstämmelse

SS-EN 15167-2:2006 Mald granulerad masugnsslagg för användning i betong, bruk och injekteringsbruk - Del 1: Utvärdering av överensstämmelse

SS-EN 15863: 2015, Karaktärisering av avfall - Test av grundläggande lakegenskaper - Dynamiskt laktest för monoliter med periodiskt utbyte av lakvätska vid bestämda testförhållanden

SIS-CEN/TS 16637-1:2015 Bygg och anläggningsprodukter - Bedömning av avgivning av farliga ämnen - Del 1: Vägledning för provtagning och val av provningsmetod för utlakning

SIS-CEN/TS 16637-2:2015 Bygg och anläggningsprodukter - Bedömning av avgivning av farliga ämnen - Del 2: Metod för dynamisk provning av utlakning från ytor.

SIS-CEN/TS 16637-3:2015 Bygg och anläggningsprodukter - Bedömning av avgivning av farliga ämnen - Del 2: Metod för provning av utlakning från partiklar med uppströms perkolation

SS 27888, 1997, Vattenundersökningar . Bestämning av konduktivitet (ISO 7888:1985)

SS 134202:2021 Cement - Ordinär cement med moderat värmeutveckling (MH-cement) - Krav

SS 134203:2014 Cement - Sammansättning och fordringar för ordinära cement med låg alkalihalt (LA)

SS 137003:2021 Betong - Användning av SS-EN 206:2013+A:22021 i Sverige

SS 137006 Betongkonstruktioner - Utförande - Tillämpning av SS-EN 13670:2009 i Sverige

SS 137244:2019 Betongprovning - Hårdnad betong - Avflagning vid frysning

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se