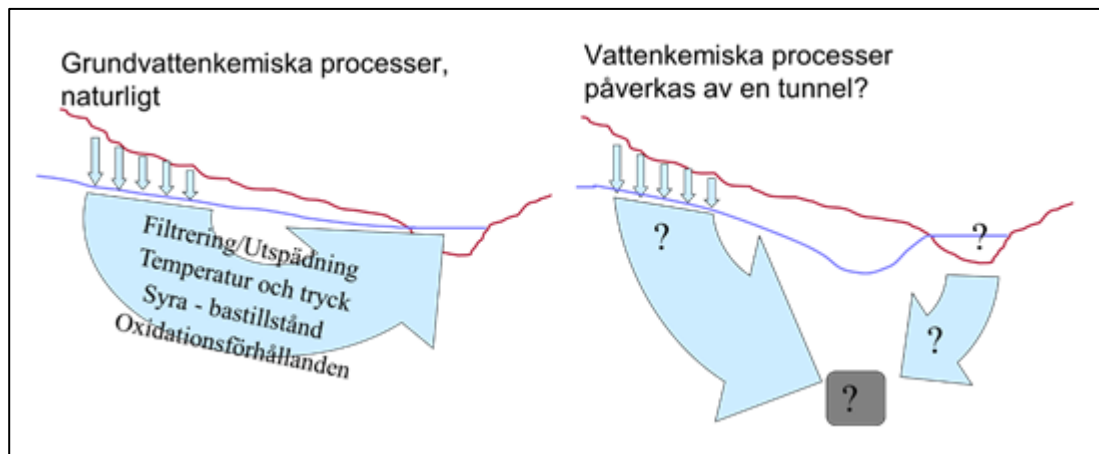


KONSTRUKTIONSFÖRUTSÄTTNINGAR FÖR BERGANLÄGGNINGAR MED FOKUS PÅ DEN VATTENKEMISKA MILJÖN, KORROSION OCH BETONGDEGRADERING



Lars O. Ericsson, Chalmers Tekniska högskola
Fredrik Mossmark, SGU
Malin Norin, NCC
Bror Sederholm, RISE
Jan Trägårdh, RISE

2019-01-14

Förord

Denna rapport är en summerande sammanställning av de olika aktiviteter som genomförts i forskningsprojektet ”Utveckling av tekniska råd för funktionskrav vid underjords-anläggningar med avseende på den kemiska miljön”.

Projektet har drivits som ett samverkansprojekt med tre huvudmän: Avdelningen för geologi och geoteknik vid Chalmers tekniska högskola (Chalmers), RISE CBI Betonginstitutet (CBI) och Swerea KIMAB (KIMAB). Chalmers har utrett och undersökt geologiska och vattenkemiska frågeställningar. CBI har hanterat och studerat problem kopplade till det cement- och betongtekniska ämnesområdet. KIMAB har ansvarat för utredningar och undersökningar vad gäller korrosionsprocesser.

Ledningsgruppen har utgjorts av Lars O. Ericsson (Chalmers), Malin Norin (NCC), Fredrik Mossmark (SGU, tidigare Chalmers, Vectura och Sweco), Jan Trägårdh (CBI) och Bror Sederholm (KIMAB).

Ett antal forskare förutom de ovanstående har varit involverade i olika delprojekt (”Work Packages”): Lars-Ove Lång (SGU, Chalmers), L-O Dahlström (Golders, tidigare NCC och Chalmers), Urs Mueller (CBI), Monica Lundgren (CBI), Mariusz Kalinowski (CBI), Arezou Baba Ahmadi (CBI), Elisabeth Helsing (CBI), Anders Selander (Cementa, tidigare CBI), Nils Davant (CBI), Leif Fjällberg (CBI), Johan Ahlström (KIMAB), Mikael Westerholm (Cementa), Ingemar Löfgren (Thomas Concrete Group AB), Urban Åkesson (Trafikverket), Arvid Taube (Trafikverket), Marcus Laaksoharju (NOVA FoU), Frederic Mathurin (Nova FoU), Debora Falk (NCC), Sofia Johansson (NCC), Alan Wiech (NCC), Niklas Blomqvist (NCC).

En referensgrupp har varit knuten till projektet bestående av: Per Tengborg (BeFo), Susanna Andrén (SKB), Tommy Ellisson (Besab), Ulf Håkansson (Skanska), Henrik Jonsson (Vattenfall).

Projektet erhöll sin basfinansiering genom forskningsrådet FORMAS utlysning ”GeoInfra - transparenta underjordiska anläggningar” (diarienumr. 2012-1936). Formas-anslaget har haft kompletterande samfinansiering från: Svenska Byggbranschens Utvecklingsfond (SBUF), Stiftelsen Bergteknisk forskning (BeFo), Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB), Elforsk (numera Energiforsk) och Cementa AB. Vidare har projektet erhållit ”in-natura”-bidrag från Swerea/KIMAB, RISE/CBI, NCC, Besab, NOVA R&D/Oskarshamn, Trafikverket, Thomas Concrete Group, Vectura, Sweco och Sveriges geologiska undersökning (SGU).

Projektet har ingått i forskarnätverket TRUST, TRAnsparent Underground STructure. TRUST-initiativet har koordinerat workshops, seminarier, forskarutbildning, samt viss samrapportering för ett flertal av de FoU-projekt som finansierats av Formas GeoInfra-utlysning.

Göteborg, 2018-12-18
Lars O. Ericsson
Projektledare

Sammanfattning

Undermarksanläggningar påverkar mer eller mindre omgivande miljöer. Främst berörs hydrologeologiska förhållanden men även det vattenkemiska tillståndet påverkas i samverkan mellan anläggningar och den omgivande berggrunden. Grundvattnet är transportmedium mellan omgivningen och anläggningens förstärkande eller tätande material. Under och efter en utsprängning eller en fullortsborrning kan alltså konstruktionsmaterial som tillförts en undermarksanläggning påverkas. Samspelet mellan materialet och grundvattnet är viktigt att klarlägga för att förstå den långsiktiga beständigheten och funktionaliteten för en tunnel eller ett bergrum.

För att förstärka undermarksanläggningar används som regel bergbultar av stål och stålarmerad sprutbetong. För att vattentäta en anläggningar injekteras sprickor, oftast med cementbruk. Den svenska myndigheten Trafikverket fastställer kriterier för vilka vattenkemiska förhållanden som kräver att kompletterande åtgärder vidtas för att skydda mot nedbrytning av konstruktionsmaterial.

Provtagning av grundvatten för kemisk analys tas som regel innan byggskedet. Det finns således ett behov av att kunna förutse vilka vattenkemiska förhållanden som kommer att råda under bygg- och driftskedet av en undermarksanläggning, baserat på observationer under ett förundersökningsskede.

Föreliggande projekt har haft som fokus att utifrån hydrogeologisk och hydrokemisk kunskap studera påverkan på cementbaserade material och korrosionsförlopp på stålbultar. Det övergripande målet för projektet har varit att:

- Ge ett underlag för att utveckla innehållet i standarder för att uppfylla funktionella krav på underjordiska anläggningar med avseende på grundvattnets kemiska sammansättning.

Undermarksanläggningar har i regel ett inläckage av vatten. Det vatten som läcker in har sitt ursprung i grundvattnet som finns i sprickor och porer i omliggande berg och jord. Inläckaget ger upphov till ett flöde av grundvatten mot anläggningen, ett flöde som är många gånger större än de ofta långsamma flöden som sker under opåverkade förhållanden.

I såväl yt- som grundvatten finns många grundämnen och kemiska föreningar i upplöst form. Vattnets sammansättning av lösta ämnen beror på vilken omgivning och vilka kemiska processer som vattnet varit utsatt för. Efter att vatten fallit som regn kommer det antingen att direktavdunsta, tas upp av vegetationen, rinna av i ytan till vattendrag eller infiltrera ner i berg eller jord och bilda grundvatten.

Det vatten som bildar grundvatten kommer att kunna påverkas kemiskt av det jordmaterial och de bergarter som det passerar då det flödar ner i marken. Det sker ett ständigt utbyte mellan vattnet och det geologiska och organiska materialet. I de mest ytliga jordlagren påverkar ofta organiskt material under nedbrytning; strax därunder påverkar jordarternas mineralkorn. På vattnets vidare väg kommer en delmängd sedan till berg där det sker ett utbyte med de olika mineral som finns i berget.

Den mest uppenbara förändringen vid undermarksbyggande i berggrunden är att grundvatten från olika delar av jordlagren och berget flödar mot anläggningen.

Omfattningen av flödet styrs av hur väl man lyckas täta berggrunden med injekteringsmedel i omgivande sprickor. Grundvattenflödet kan också orsaka ändrade kemiska processer mellan vattnet och dess omgivande geologiska och (i förekommande fall) organiska material. T.ex. kan grundvattnet i berggrunden få ökad sulfathalt och bli surare (lägre pH) eller få ökad salthalt. Vidare så kan järn- och manganoxider fällas ut. Projektarbetet har varit upplagt som tre integrerade delar:

- Prediktion av berggrundens hydrokemi på grund av berguttag
- Hydrokemiska effekter på sprutbetong och injekteringsbruk pga. urlakning och kemisk nedbrytning
- Hydrokemiska effekter på korrosionshastighet för bergbultar

FoU-arbetet har genomförts inom ramen för olika typer av delaktiviteter och samverkansmöten: litteratursammanställningar, datasammanställningar, modelleringar, workshops, laboratorieförsök, experiment samt fältstudier med skilda omfattningar och vid olika anläggningar, t.ex. vid Äspö underjordslaboratorium i Oskarshamn.

Projektet har resulterat i ett tjugotal rapporter, uppsatser och en doktorsavhandling. Sammanfattningsvis har projektet bland annat resulterat i:

- En prediktionsmetod i tre steg för att förutsäga de hydrokemiska förhållanden som kommer att råda under byggnads- och driftsfasen för undermarks-konstruktioner i kristallin berggrund.
- En omfattande sammanställning och rekommendationer för sprutbetongsammansättningar. I sammanställningen diskuteras förutsättningar för Sverige och övriga Europa: materialval, mixdesign, miljöaspekter, hållbarhetsaspekter, skademekanismer, standarder, riktlinjer, krav.
- Rekommendationer för sprutbetong och cementinjektering utifrån laboratorietester angående: grundvattnets flödes hastighet, påverkan av bindemedel, temperaturer, acceleratorer, koncentrationer av sulfatlösning och andra hydrokemiska beståndsdelar.
- Rekommendationer om användning av kolstål med avseende på underjordiska korrosionsproblem beroende på olämplig grundvattenkemi. Korrosionens omfattning är framförallt beroende på grundvattnets flödes hastighet, mikrobiell aktivitet och vattenkvalitet (O_2 , Fe^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , HCO_3^- , pH).

Summary

Constructions in underground space represent interventions in the surrounding environments. This concerns mainly the hydrogeology but also other aspects such as the release of ion species in groundwater from the host rock during and after excavation. During and after constructions, which go hand in hand with the excavations, further factors need to be considered, which concerns mainly the new construction materials brought into the underground space:

- functionality of the new materials,
- interaction of the new materials with subsurface water
- durability of the new materials

All three factors are strongly influenced by the underground environment with the underground water constituting the transport media between the environment and the materials. The construction materials are mostly either cementitious or reinforcement for shotcrete and concrete parts (either as mesh, bars or fibers) as well as steel for rock bolts.

Trafikverket (the Swedish Transport Administration) publishes technical requirements that regulate and give advice concerning construction and dimensioning of a tunnel in a road and railroad environment. The project aimed at proposing a further development of the standards in the context of degradation and corrosion.

By means of integrated activities and studies on underground hydrochemistry, cement-based materials and corrosion processes, the general objective of the project has been to:

- Further develop standards to meet functional requirements at underground facilities with respect to the chemical environment in terms of groundwater chemistry and vault atmosphere composition.

The project has also provided a basis for improving the content of environmental impact assessments in conjunction with underground projects. Furthermore the project aimed to provide a basis for constructing safer tunnels with cost-effective maintenance.

The project has comprised three sub-projects interacting with each other:

- Prediction of underground hydrochemistry due to excavation,
- Hydrochemical effects on resistance of shotcrete and grout to leaching and chemical degradation
- Hydrochemical effects on the corrosion rate of rock bolts

R&D activities have encompassed literature compilations, database analyses, laboratory testing, field investigations (e.g. Äspö Hard Rock Laboratory) and computational modelling.

According to the scope of work and the three sub-projects the main result covers:

- A methodology, with three steps, for predicting the hydrochemical conditions that will exist during the construction and operation phase for constructions that are being built in crystalline bedrock in areas that have been subjected to recent glaciation.
- A comprehensive compilation regarding shotcrete composition characteristics. For Sweden and the rest of Europe a project report discusses: material choice, mix design, environmental aspects, durability aspects, damage mechanisms, standards, guidelines, requirements.
- Material choice recommendations for shotcrete based on sulfate exposure and performance tests. The recommendations cover: flow velocity, influence of binders, temperatures, accelerators, concentrations of sulfate solution and other hydrochemical constituents.

Recommendations regarding use of carbon steel in the context of underground corrosion problems due to inappropriate groundwater chemistry. Focus on potential impacts considering: flow velocity, microbial activity and the water constituents (O_2 , Fe^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , HCO_3^- , pH)

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	8
2	MÅL OCH GENOMFÖRANDE	12
3	INTRODUKTION TILL EXPONERINGS- OCH KORROSIVITETSKLASSER FÖR UNDERMARKSANLÄGGNINGAR	14
3.1	EXPONERINGSKLAGSER FÖR BETONG - ALLMÄNT.....	14
3.2	KRAV FÖR BETONG I BERGRUM OCH TUNNLAR.....	16
3.3	KORROSIVITETSKLASSER FÖR METALLER - ALLMÄNT	17
3.4	TRAFIKVERKETS KORROSIVITETSKLASSIFICIERING	18
3.5	VATTENKEMISKA FÖRUTSÄTTNINGAR I SVENSK BERGGRUND	19
4	VATTENKEMI I OLIKA BERGGRUNDSMILJÖER SAMT ATMOSFÄRSFÖRHÅLLANDEN I TUNNLAR	23
4.1	BAKGRUND	23
4.2	SYFTE.....	23
4.3	GENOMFÖRANDE.....	23
4.4	RESULTAT	25
4.5	FALLSTUDIE - ULRICEHAMN	26
4.6	LUFTKEMI I TUNNLAR	27
5	HYDROKEMISK PREDIKTION	28
5.1	BAKGRUND	28
5.2	SYFTE.....	28
5.3	GENOMFÖRANDE.....	28
5.4	RESULTAT	29
6	MATERIAL, KRAV OCH BESTÄNDIGHET FÖR SPRUTBETONG I TUNNLAR, EN OMVÄRLDSANALYS ...	32
6.1	BAKGRUND	32
6.2	SYFTE.....	32
6.3	GENOMFÖRANDE.....	32
6.4	RESULTAT	33
7	EXPONERINGSEXPERIMENT I SULFATHALTIGA LÖSNINGAR, INKLUSIVE EXPONERING VID LÅG TEMPERATUR	37
7.1	BAKGRUND	37
7.2	SYFTE.....	37
7.3	GENOMFÖRANDE.....	37
7.4	RESULTAT	38
8	UNDERSÖKNING AV HUR URLAKNING I BETONG PÅVERKAR KORROSION AV KOLSTÅL	41
8.1	BAKGRUND	41
8.2	SYFTE.....	41
8.3	GENOMFÖRANDE.....	41
8.4	RESULTAT	44
8.5	SLUTSATS	46
9	FÄLTSTUDIER VID ÄSPÖ BERGLABORATORIUM	47

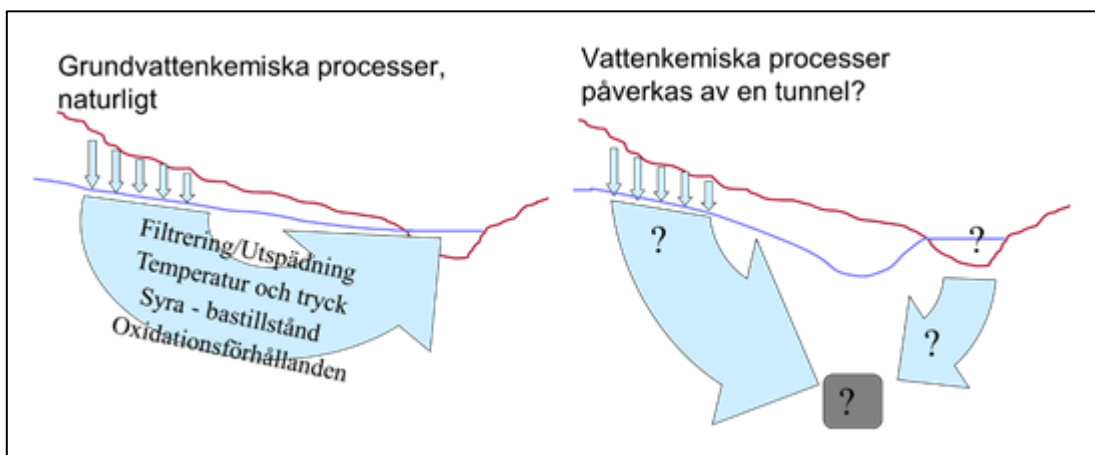
9.1	UNDERSÖKNING AV SPRUTBETONG I ÄSPÖTUNNELN.....	47
9.2	UNDERSÖKNING AV GRUNDVATTNETS KORROSIVITET I ÄSPÖ- TUNNELN.....	49
10	DISKUSSION	53
10.1	KORROSIONASPEKTER.....	53
10.2	UNDERMARKSASPEKTER PÅ CEMENTBASERADE MATERIAL.....	55
10.3	MILJÖKONSEKVENSBESKRIVNINGENS KOPPLING TILL GRUNDVATTEN-KEMISKA FRÅGESTÄLLNINGAR	56
10.4	HÅLLBARHETSASPEKTER.....	58
11	SLUTSATSER.....	60
11.1	KORROSION AV STÅLMATERIAL.....	60
11.2	CEMENTBASERADE MATERIAL	61
11.3	GRUNDVATTENKEMISKA UTREDNINGAR	62
12	REKOMMENDATIONER	64
	REFERENSER	67

1 Inledning

Anläggningar under mark utgör ett mer eller mindre omfattande ingrepp i den omgivande miljön. Påverkan kan gälla förändrade mekaniska, hydrologiska och hydrogeologiska förutsättningar men även andra förändringar som berör vattenkemiska aspekter kan ske. Innehållet av lösta salter kan påverkas liksom redox- och syra-bastillståndet. Under konstruktionsarbetet eller till följd av detta kan byggmaterial påverkas av förändrade kemiska förhållanden. I undermarksanläggningar och i kemiskt perspektiv är väsentligt att beakta:

- Funktionaliteten hos de material som används
- Interaktionen mellan de tillförda materialen och förekommande grundvatten
- Beständigheten av de material som används i konstruktionen

Alla tre faktorerna påverkas av den underjordiska miljön där grundvattnet är transportmedium mellan omgivning och material. Konstruktionsmaterialen är vanligen cementbaserade eller utgörs av stål för olika former av förstärkning. Den övergripande projektiden som rapporteras i föreliggande sammanställning har varit inriktad på att vidareutveckla förståelsen av hur undermarksbyggandets förändringar av grundvattnets flödesmönster i sin tur påverkar grundvattnets kemiska sammansättning i tid och rum och vilka konsekvenser detta kan ha på beständigheten för de byggnadsmaterial som används, se Figur 1.1.



Figur 1-1, Projektets övergripande frågeställningar har syftat till att vidareutveckla förståelsen om hur undermarksbyggande förändrar grundvattnets kemiska sammansättning och sin tur hur detta kan påverka de byggnadsmaterial som används vid berggrums- och tunnelkonstruktioner.

Det förekommer undermarksanläggningar för en mängd olika syften. De konstruktionstekniker som används för att förstärka och för att motverka hydraulisk kontakt mellan en anläggning och berggrundvatten är emellertid ofta likartade. Nedan finns några vanligt förekommande undermarksförslagda anläggningar listade:

- Väg- och järnvägstunnlar.
- Vattenkraftstunnlar.
- Färskvatten- och avloppstunnlar.
- Tunnlar för annan infrastruktur såsom el-, tele-, fjärrvärme-, olje- och gasledningar.
- Bergrum för förvaring av olja och gas.
- Skyddsrum.

Konstruktioner som används vid undermarksbyggande

Det bärande systemet i tunnlar består av en konstruktion med syfte att minimera inläckage av vatten och att säkra tunneln från ras eller kollaps. Vilka konstruktionsdelar som valts för att uppnå ställda krav på säkerhet och omgivningspåverkan utgår vanligtvis från de geologiska förutsättningarna. Dessa varierar ofta längs en tunnel varför tunnelkonstruktionen kan skilja sig åt mellan olika delar av en tunnel.

I normalsprickigt hårt berg domineras stabilitetsproblemen av att bergskilar faller ut från taket eller glider ut från tunnelsidan. Berget förstärks med bultar eller sprutbetong för att förhindra kollaps. Vid tunneldrivning med traditionell metod genom borrhning och sprängning genomförs ofta sondering vid stoff (tunnelfronten) för att få information om bergkvalitet på den nästkommande sektionen. Den erhållna informationen används för att bestämma utformning av förstärkning och vattentätning för den nästkommande tunnelsektionen.

Förstärkningsbultar

Vid förstärkning används primärt tre olika typer av bultar: ingjutna bultar (slakbult), ändförankrade förspända bergbultar och friktionsbultar. De ingjutna bultarna är normalt ej förspända och är i allmänhet ingjutna i sin helhet. Vid montering av helingjutna bultar pressas cementpasta in i ett förborrat hål varefter bulten installeras. Metoden kan automatiseras och är effektiv och är avsedd att ha lång livslängd.

Sprutbetong

Sprutbetong används i syfte att förstärka tunnlar. Ofta används sprutbetong tillsammans med bultning för att erhålla önskvärd stabilitet i tunnlar i normalsprickigt kristallint berg. Både armerad och oarmerad sprutbetong förekommer. För armering används antingen vanlig armering med stålfiber och armeringsstål. Stålfiberarmering innebär att trådar av stål, c:a 20-35 mm långa med diametern 0.5 mm tillsätts i betongmassan innan den sprutas.

Betongingjutning

För tunnelsträckor genom berg av låg hållfasthet kan betongingjutning användas som permanent förstärkningsåtgärd. Ingjutningen görs vid tunnelfronten och vid behov

används gjutningsform. Betongingjutningen kan göras både armerad och oarmerad beroende på förstärkningsbehov. Mobila formar används vid kontinuerlig betongingjutning av längre tunnelsträckor.

Injektering

I Sverige används som regel förinjektering för tätning av tunnlar med kompletterande efterinjektering vid behov. Förinjektering görs genom att hål borrar i tunnelfronten som en skärm, varefter injektering görs i borrhålen. Fördelen med förinjektering, jämfört med efterinjektering är att den kan utföras under högre tryck. Vid injektering används oftast cementbaserade injekteringsmedel, men olika keminjekteringsmedel utvecklas. De mest använda keminjekteringsmedlen är de vattenlösliga silicasol, vattenglas (silikatbaserat injekteringsmedel och cementaccelerator) och det icke vattenlösliga ämnet polyuretan.

Dräneringssystem för inläckande vatten

Typiska krav för inflöden till tunnlar i Sverige är ofta 5 - 10 L/min/100 m av sträckningen. I tunnlar som är täckta med sprutbetong byggs väggdräner för att leda inläckande vatten ner till dräneringssystemet under körbanan i tunneln. Syftet med väggdränera är att skapa en torr miljö i tunneln på ett sätt som inte påverkar långsiktig beständighet. Vanligtvis bestäms dränerans slutgiltiga plats när tunneln är färdigbyggd och punkter med inläckande vatten lokaliserats. En väggdränering består av en kanal som skapas innanför sprutbetongen i en tunnel genom att ett distansrör läggs mellan tunnelväggen och sprutbetongen. Mellan sprutbetongen och dräneringskanalen läggs också isolering för att motverka frostsprängning.

Korrosion

De berganläggningar som idag byggs under mark, med tunnlar och bergrum, dimensioneras för stadga, bärighet och beständighet under lång tid. För trafiktunnlar så ska bärande huvudsystem ha en teknisk medellivslängd på 120 år. En viktig del av förstärkningen utgörs bland annat av bultar som i Sverige oftast är cementingjutna från botten till bergytan. När det gäller förankringsbultar som delvis är cementingjutna kan dessa vara utsatta för både ett aggressivt grundvatten och för en aggressiv miljö (tösalter). Bergtunnlar som ligger i en omgivning med normalt grundvatten i berget med låga kloridhalter kan ofta ha ett bärande system med cementingjutna bultar utan extra korrosionsskydd. Men för bergtunnlar under eller nära havet där vattnet är salthaltigt med en hög mikrobiell aktivitet är dessa omgivningsfaktorer viktiga att beakta på grund av risken för korrosion på bultar och valet av material och dimensioner ska göras för att trygga en långvarig beständighet. Det är nödvändigt att ha tillräcklig kunskap om hur miljöer med kloridhaltigt vatten, syrehalt och bakterier påverkar korrosionen på bergbult för att kunna ställa relevanta krav på korrosionsskydd och ge tekniskt/ekonomiskt underlag för val av material och skyddsbeläggning av bergbultar för våra berganläggningar.

Cementmaterials degradering

En viktig del i arbetet för att kunna dimensionera betongens eller cementpastans beständighet, så att konstruktionen får önskvärd livslängd, är att samla in relevanta data

om exponeringsmiljön. Det ger information om vilken degraderingsprocess som kan förkorta livslängden och vilka åtgärder som kan öka motståndet mot degradering. Vanliga degraderingsmekanismer i tunnelmiljöer är t.ex. kemiska attacker i form av sulfatangrepp eller kalkurlakning av sprutbetonginklädnad, frostattacker, armeringskorrosion och mindre vanligt, men ändå förekommande, alkalisilikareaktioner.

I sammanfattning är borrhning-sprängning den traditionella och mest vanliga metoden för att bygga tunnlar och bergum i kristallint berg. På senare tid har andra uttagsmetoder av berg utvecklats och tillämpats, t.ex. fullortsborrning och wire-sågning som kan vara lämpligare under vissa förutsättningar. Olika metoder används för att förstärka de exponerade bergytorna. I Sverige används vanligen sprutbetong och bultar samt vid mer svårbemästrade stabilitetsförhållanden förekommer betong- eller stålkonstruktioner. Den vanligaste metoden för att tätta anläggningar mot inläckande grundvatten är cementinjektering. Detta projekt har fokuserat på korrosionsprocesser för metalliska material med huvudinriktning mot stålkonstruktioner och på degradering av betong/cement, se Figur 1-2.



Figur 1-2, Föreliggande projekt har behandlat frågeställningar om tunnel-materialens, t.ex. sprutbetong och bultar, funktionalitet, samspelet mellan materialen och grundvatten samt beständighetsaspekter.

2 Mål och genomförande

Trafikverket (2016a, 2016b) publicerar tekniska krav som reglerar och ger råd för konstruktion, dimensionering av väg- och järnvägstunnlar. Trafikverkets rådande (2018) krav och vägledning utgörs av Krav Tunnelbyggande, TDOK 2016:0231 och Råd Tunnelbyggande, TDOK 2016:0232.

Med hjälp av integrerade delaktiviteter och delstudier om vattenkemi under mark, cementbaserade material och korrosionsprocesser har det målet med föreliggande projekt varit:

- att ge ett underlag för att utveckla innehållet i standarder för att uppfylla funktionella krav på underjordiska anläggningar med avseende på den kemiska miljön i form av grundvattensammansättning.

Projektet har beaktat hållbarhetsaspekter genom:

- att ge förslag till hur miljökonsekvensbedömningar i samband med undermarksprojekt skulle kunna förbättras med avseende på vissa korrosions- och degraderingsprocesser
- att utifrån en vidareutvecklad förståelse om degradering, korrosion vid materialinteraktioner kunna bygga kostnadseffektiva och säkra tunnlar, t.ex vid användning av betongmaterial med alternativa bindemedel.

Projektarbetet har varit upplagt som tre integrerade delar:

- I. Prediktion av berggrundens hydrokemi på grund av berguttag
- II. Hydrokemiska effekter på sprutbetong och injekteringsbruk pga. urlakning och kemisk nedbrytning
- III. Hydrokemiska effekter på korrosionshastighet för bergbultar

FoU-arbetet har genomförts inom ramen för olika typer av delaktiviteter och samverkansmöten: litteratursammanställningar, datasammanställningar, modelleringar, workshops, laboratorieförsök, experiment samt fältstudier med skilda omfattningar och vid olika anläggningar.

Arbetsstrukturen har varit inordnad i delprojekt (Work Packages) enligt nedanstående Tabell 1-1. Efter en sammanställning om exponerings- och korrosivitetsklasser sammanfattas i separata delkapitel de olika delprojekten WP2 – WP 7.

Tabell 1-1, Projektets arbetsstruktur har varit indelad i olika delprojekt, s.k. Work Packages som i föreliggande rapport sammanfattas i separata kapitel.

<i>WP</i>	Projektsamordning	
<i>WP2</i>	Databasinventeringar och sammanställningar om vattenkemi i olika berggrundsmiljöer i Sverige samt atmosfärskemi i tunnlar.	Kap. 4
<i>WP3</i>	Hydrokemisk prognosmodellering	Kap. 5
<i>WP4</i>	Statusredovisning om beständighetskrav för sprutbetong, litteratursammanställning.	Kap. 6
<i>WP5</i>	Exponeringsexperiment av sprutbetong med olika sammansättningar och tillsatser i sulfathållande vattenlösningar, inklusive studier av temperaturberoende degradering	Kap. 7
<i>WP6</i>	Lakningstester av injekteringsbruk och sprutbetong med olika typer av grundvattenkvaliteter och där korrosionspåverkan av bergbultar analyseras	Kap. 8
<i>WP7</i>	Fältstudier om sprutbetongdegradering och ståtkorrosion med hänsyn grundvattenkemi och mikrobiell aktivitet	Kap. 9
<i>WP8</i>	Rapportering och projektets resultatpridning	

3 Introduktion till exponerings- och korrosivitetsklasser för undermarksanläggningar

I detta kapitel introduceras svenska rådande styrande och rekommenderande dokument som behandlar när problem med degradering och korrosion kan uppstå. Fokus ligger på cementbaserade material och stål. Typiska svenska vattenkemiska förutsättningar introduceras också i avsnittet.

3.1 Exponeringsklasser för betong - allmänt

Vanliga degraderingsmekanismer i tunnelmiljöer är:

- Kemisk attack i form av sulfatangrepp eller kalkurlakning av sprutbetong-inklädnad (Även andra typer av kemiska angrepp kan förekomma i extrema miljöer, t.ex. magnesiumsubstitution).
- Frostattack med eller utan klorider.
- Armeringskorrosion orsakad av kloridförekomst, antingen från berggrundvatten eller från vägsalter.
- Mindre vanligt men förekommande är alkalisilikareaktioner (ASR). Detta förhindras med kvalitetskontroll av den ballasttyp som är tänkt att användas.

Kemisk attack i form av sulfatangrepp är vanlig i jord- och berggrundvattenmiljöer rika på sulfatjoner. Sulfatrika grundvatten kan i sin tur bero på att berg- och jord innehåller svavelrika mineral, som genom vittringsprocesser tillfört svavel som övergår till sulfatjoner. Det kan medföra ett så kallat yttre sulfatangrepp där mineralet ettringit bildas i betongen under volymökning och sprickbildning. Ytparallella sprickor bildas som medför avskalning (delaminering) av betongen på samma sätt som ett yttre frostangrepp. Kalkurlakning inträffar företrädesvis i porös betong eller genom sprickor på grund av att betongen utsätts för ett vattentryck fattigt på kalciumjoner. Kalkurlakning medför sällan allvarlig degradering av betongens hållfasthet men kan påverka vidhäftningen mellan berg och sprutbetong.

Frostangrepp kan ske om betongen utsätts för kloridinträngning (s.k. saltfrostsprängning och yttre frostangrepp) eller om betongen vattenmättas (inre frostangrepp). Mekanismen bakom frostangrepp bygger på vattnets volymutvidgning vid temperaturer under fryspunkten. Om vattnet inte kan tränga undan bildas ett inre tryck som medför frostsprängning och avskalning. Om tillräckligt mycket luftporer finns i betongen fungerar de som expansionskärl när vattnet expanderar och förhindrar därmed sprickbildning. Enligt EN-206-1 (SIS, 2015; se även Bilaga 1) bör öppna trafikerade tunnlar normalt antas kunna bli utsatta för frost. För att hindra frostangrepp tillsätts luftporbildande medel som i den färdiga betongen medför ca 5 volym % luftporer.

Betongkonstruktioners beständighet bestäms alltså av en rad olika faktorer, av vilka de grundläggande är betongsammansättning, täckande betongskikt, förväntad livslängd samt exponeringsmiljö.

Exponeringsmiljön är avgörande för vilka krav som behöver ställas på betongkvalitet och täckande betongskikt för en viss livslängd. De exponeringsklasser som styr kraven på betongkvalitet i allmänhet finns specificerade i SS-EN 206-1:2013 (SIS, 2013) och SS 137003:2015 (SIS, 2015) där den senare är ett tillämpningsdokument för EN-206-1 i Sverige.). I SS 137003 finns dessutom ett tillägg för hur man undviker alkalisilikareaktioner (ASR) i betong. De metoder som används i Sverige är: petrografisk analys (< 15 % reaktiv ballast), RILEM II och RILEM III metoder (RILEM - The International Union of Testing and Research Laboratories for Materials and Structures) som skall utföras av ett ackrediterat laboratorium och i enlighet med omgivningskategorier som finns definierade i SS 137003 (se Bilaga 2), (SIS Swedish Standards Institute, 2015).

Dessa gäller emellertid inte specifikt tunnelmiljöer utan allmänt. För tunnlar gäller Trafikverkets krav enligt Krav Tunnelbyggande, TDOK 2016:0231 (Trafikverket, 2016a). Undantaget är om Trafikverkets krav inte innefattar ett speciellt exponeringsfall, t.ex. kemiskt angrepp, då det vanligtvis hänvisas till bronormen eller till EN 206-1 och SS 137003.

Svenska Betongföreningen gav 2016 ut skriften "vägledning för val av exponeringsklass enligt SS-EN 206-1" som en allmän hjälp vid val av exponeringsklasser för olika typfall (Betongföreningen, 2016).

Detta betyder att det rådande (2018) och styrande dokumentet för betong och val av exponeringsklasser i tunnlar är Trafikverkets tekniska krav tunnel, Krav Tunnelbyggande, TDOK 2016:0231 (Trafikverket, 2016a) och Trafikverkets tekniska råd tunnel, Råd Tunnelbyggande, TDOK 2016:0232,2011:088 (Trafikverket, 2016b).

Exponeringsklasserna enligt SS-EN 206-1 är grupperade efter de viktigaste angreppsmekanismerna, och beteckningarna förklaras enligt följande:

Xo	Ingen risk för korrosion eller angrepp
XC	(Carbonation) Korrosion föranledd av karbonatisering
XD	(De-icing agents) Korrosion orsakad av andra klorider än från havsvatten, t.ex. tösalt
XS	(Sea water) Korrosion orsakad av klorider från havsvatten
XF	(Frost) Angrepp av frysning/upptining
XA	(Chemical Attack) Kemiskt angrepp

I Bilaga 2, Tabell 1, beskrivs översiktligt exponeringsklasserna för betong enligt SS-EN 206-1.

Enligt tillämpningsstandarden för EN 206-1, dvs SS 137003, ställs allmänna krav för den ballast som skall användas i en viss exponeringsklass (se Bilaga 2, Tabell 3). Det ställs också krav på betongens sammansättning med avseende på alkalisilika-reaktioner (ASR), Bilaga 2 Tabell 4. I SS 137003 anges olika omgivningskategorier (jmf. Exponeringsklasser)

för ASR (se Bilaga 2, Tabell 5). Eftersom ASR inte tas upp i EN 206-1, så gäller alltså SS 137003 i detta fall. I Bilaga 2, Tabell 3, visas accepterade bindemedelssammansättningar för olika exponeringsklasser (enligt Tabell 8b i SS137003:2015).

3.2 Krav för betong i bergrum och tunnlar

För väg- och järnvägstunnlar gäller som tidigare nämnts Krav Tunnelbyggande, TDOK 2016:0231 och val av miljö och exponeringsklass skall göras enligt Bilaga 3, Tabeller 4-6. Enligt Krav Tunnelbyggande, TDOK 2016:0231 skall värden för täckande betongskikt, spricksäkerhet och sprickbredd väljas enligt SS-EN 1992-2 (SIS, 2005). Med ändring av vad som anges i SS-EN 1992-2 ska vct ekvivalenten begränsas till högst 0,50. Risken för kemiska angrepp på betongkonstruktioner från jord, berg och grundvatten ska utvärderas enligt SS-EN 1992-2.

För konstruktioner som gränsar mot en vägfyllning eller en bankropp skall de krav som gäller i utrymmet ovanför vägen eller spåret tillämpas. En med tätskikt försedd bottenplatta i vägmiljö får dock utformas och dimensioneras för XD2 och XF4. För pålar ska kraven i Krav Brobyggande TDOK 2016:0204 (Trafikverket, 2018) tillämpas.

Enligt Krav Tunnelbyggande, TDOK 2016:0231 ska i Bilaga 3, Tabeller 4-6, angivna exponeringsklasser tillämpas för betong.

Gränser mellan exponeringsklasser ska väljas enligt följande:

- Om betong eller sprutbetong placeras direkt mot berg ska de strängaste kraven på konstruktionsdelens båda sidor tillämpas för hela konstruktionsdelen.
- Om betong eller sprutbetong avskiljs från omgivande berg, jord eller vatten med ett tätskikt ska tätskiktet anses utgöra gränsen mellan miljön på konstruktionsdelens tunnelsida och miljön i omgivande berg, jord eller vatten. Detta förutsätter att tätskiktet har samma livslängd som konstruktionen det ska skydda, eller att det är åtkomligt och utbytbart.
- I berg som inte är täckt av en förstärkning ska gränsen mellan miljön i tunneln och miljön i det omgivande berget anses ligga 50 mm in i berget.

I Bilaga 2, Tabeller 1-2 anges de rekommendationer för exponeringsklasser i en tunnel som finns i SS-EN 206-1 för kemiska ämnen i berg- och markgrundvatten och i jord. Den viktigaste kemiska komponenten i grundvattnet, med avseende på betong, får anses vara sulfatjonen. I höga halter medför ett s.k. sulfatangrepp sprickbildning och nedbrytning av betongen. Med höga halter menas exponeringsklass XA2 och XA3 i Bilaga 2, Tabell 2. I en vägtunnel definieras exponeringsklasserna XD och XF enligt Bilaga 2, Figur 1 från SS-EN 206-1. I nedanstående Tabell 3-1 visas exponeringsklasserna med hänsyn till kemiskt angrepp på betong av grundvatten enligt SS-EN206-1.

Tabell 3-1, Exponeringsklasser för cementbaserade material med avseende på kemiskt angrepp av grundvatten enligt SS-EN206-1. (ISO - International Organization for Standardization; EN – European Standard).

Kemisk komponent	Referensmetod för provning	XA1	XA2	XA3
Grundvatten				
SO ₄ ²⁻ mg/l	EN 196-2	≥ 200 och ≤ 600	> 600 och ≤ 3 000	> 3 000 och ≤ 6 000
pH	ISO 4316	≤ 6,5 och ≥ 5,5	< 5,5 och ≥ 4,5	< 4,5 och ≥ 4,0
CO ₂ mg/l aggressiv	EN 13577	≥ 15 och ≤ 40	> 40 och ≤ 100	> 100 till mättnad
NH ₄ ⁺ mg/l	ISO 7150-1	≥ 15 och ≤ 30	≥ 30 och ≤ 60	> 60 och ≤ 100
Mg ²⁺ mg/l	EN ISO 7980	> 300 och ≤ 1 000	> 1 000 och ≤ 3 000	> 3 000 till mättnad

3.3 Korrosivitetssklasser för metaller - allmänt

Korrosionshastigheten för olika metaller i atmosfär bestäms av en rad miljöparametrar, främst temperatur, relativ fuktighet och förekomst av luftföroreningar och salt. Baserat på kunskaper om samband mellan korrosion och miljöparametrar har system för klassificering av atmosfärens korrosivitet arbetats fram. Till en början nöjde man sig med en indelning i olika miljöklasser: lantatmosfär, stadsatmosfär, industriatmosfär och havsatmosfär. Miljöklasserna, M-klasser, enligt BSK 94, baserades på dessa atmosfärstyper. De olika atmosfärstyperna var dock inte närmare definierade; förhållandena varierar t.ex. mellan städer i olika delar av världen, förhållanden ändras med tiden (i Nordeuropa främst p.g.a. minskningen av framförallt svaveldioxid i atmosfären) vilket begränsade den praktiska användningen. Under de senare årtiondena har utvecklingen gått emot system som är baserade på en kvantitativ beskrivning av miljöklasserna.

Inom ISO har fyra standarder, (SIS, 2012a; SIS, 2012b; SIS, 2012c; SIS, 2012d), tagits fram (första utgåva 1992) som definierar atmosfärens korrosivitet i sex kategorier med beteckningen C1-CX. I den senaste standarden ingår klassificering för fyra olika metaller: kolstål, zink, koppar och aluminium. Den mest tillförlitliga metoden för att bestämma korrosiviteten är att mäta den, genom ett års exponering av provplåtar följt av bestämning av korrosionshastigheten (SIS, 2012a). I Bilaga 3, Tabell 1, anges korrosionshastigheten under första årets exponering av de olika metallerna för korrosivitetskategorier enligt SIS (2012a).

Korrosivitetsklasser för vatten och jord betecknas Im1 (sött vatten), Im2 (havsvatten eller bräckt vatten) och Im3 (jord).

Som alternativ anger standarden, SS-EN ISO 9224:2012, (SIS, 2012c) uppskattning av sannolik korrosivitetskategori genom mätning av miljöparametrar.

3.4 Trafikverkets korrosivitetsklassificering

I Trafikverkets Krav Tunnelbyggande, TDOK 2016:0231 används standarden SS-EN ISO 12944-2:1998, (SIS, 1998), för att klassificera korrosiviteten i olika utrymmen i tunnlar. I denna standard har korrosivitetsklass C5 delats upp i två klasser: C5-I och C5-M, för industriella respektive marina miljöer, Bilaga 3, Tabell 3. I den reviderade standarden SS-EN ISO 12944-2:2017, (SIS, 2017) används enbart de korrosivitetsklasser (C1-CX) som tagits fram i SS-EN ISO 9223-:2012, (SIS, 2012a). Därmed har SIS (1998) utgått och ersatts av SIS (2017). I Bilaga 3, Tabeller 4-6, framgår det vilka korrosivitetsklasser som för närvarande tillämpas i olika utrymmen för väg- och järnvägstunnlar.

Installationer i berg omfattar bergbultar (bultar som placeras i borrhål i berget, med avsikt att förstärka detsamma) och bergstag (anordning fäst i berg, i vilka andra anordningar, t.ex. innertak, fästs). Dessa installationer anses tillhöra det bärande huvudsystemet i tunneln varför den tekniska livslängdsklass TLK 120 gäller, d.v.s. en förväntad medellivslängd av 120 år. Både bergbultar och bergstag förankras och korrosionskyddas genom injektering av cementbruk.

I Bilaga 3, Tabellerna 2-6 visas exponerings- och korrosivitetsklasserna för konstruktionsdelar i omgivande jord, berg eller vatten enligt TDOK 2016:0231, se även Tabell 3-2. Det bör observeras att korrosivitetsklasserna Im1-Im3 inte är kopplade till korrosionshastigheten hos de exponerade konstruktionerna utan till den exponeringsmiljö, sött vatten, havsvatten och jord, där konstruktionen exponeras.

Tabell 3-2. Exponerings- och korrosivitets kategorier för konstruktionsdelar i omgivande jord, berg eller vatten enligt Krav Tunnelbyggnad, TDOK 2016:0231.

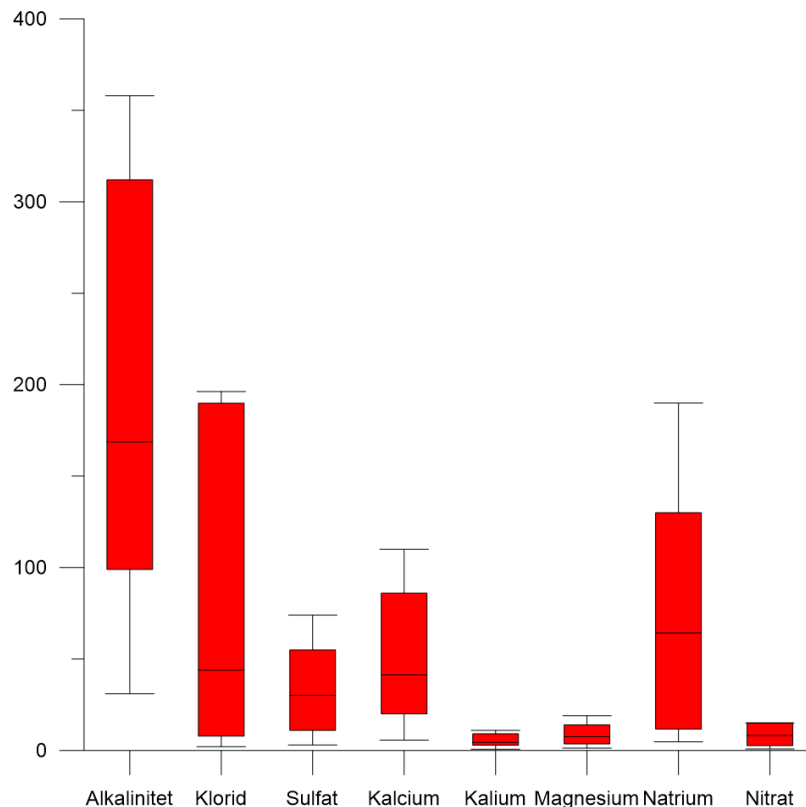
	Exponeringsklass för betongkonstruktioner	Korrosivitetsklass stålkonstruktioner
Yta mot omgivande jord och berg		
Över grundvatten	XC2 XF3 ²⁾	Im3 ¹⁾
I sött vatten	XC2 XF3 ²⁾	Im3 ¹⁾
I salt eller bräckt grundvatten	XS2 XF4 ²⁾	Im3
I jord eller grundvatten som enligt SS-EN 2016-1 innebär risk för kemiskt angrepp	XA1- XA3 XF4	Im3
Yta mot fritt vatten		
Sött vatten	XC2 XF3 ²⁾	Im1
Havsvatten eller bräckt vatten under LLW -1,0 m	XS2 XF4 ²⁾	Im2
Havsvatten eller bräckt vatten mellan HHW +5 m och LLW -1,0 m	XS3 XF4 ²⁾	Im3

1) För en konstruktionsdel av stål i berg, som inte innehåller aggressivt vatten, kan korrosivitetsklass Im 1 tillämpas om systematisk förinjektering är genomförd inom aktuellt bergparti eller vid tillräcklig tät berg där särskilda tätningsåtgärder inte erfordras.

2) För en konstruktionsdel som är frostfritt belägen gäller inte kravet på XF-klass.

3.5 Vattenkemiska förutsättningar i svensk berggrund

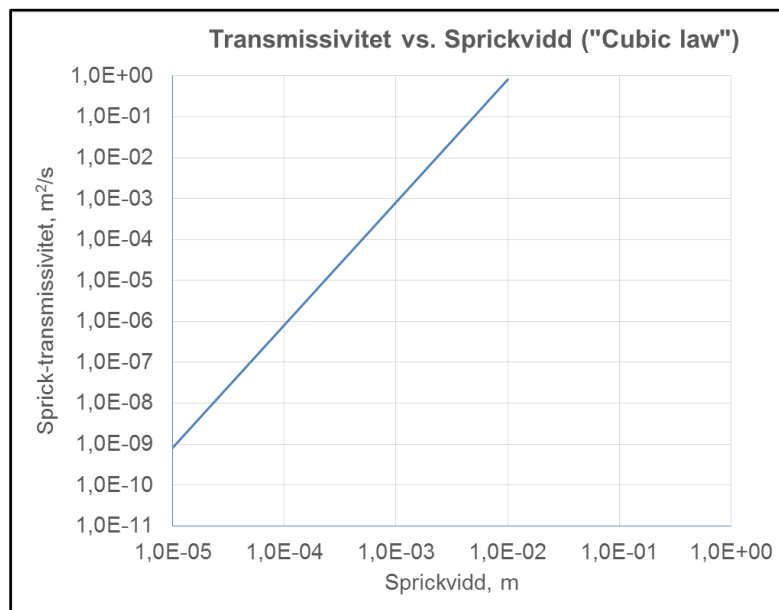
Vattenkemiska förhållanden i berggrundvatten varierar betydligt beroende på geologiska, hydrologiska och hydrogeologiska förhållanden samt tidigare glaciationer och marina transgressioner. Detta avspeglas t.ex. i att den totala jonstyrkan för berggrundvatten representerat som elektrisk konduktivitet varierar från 12,5 mS/m (lägsta 5 percentil) till 118,7 mS/m (högsta 5 percentil) i bergbrunnar i Sverige. Sulfatkoncentrationerna är normalt lägre än 100 mg/l i berggrundvatten se Figur 3-1. Koncentrationsfördelningen för natrium skiljer sig från den för klorid, troligtvis för att natrium ingår i processer med geologiska material. Vanligtvis är det tidigare marina transgressioner som har orsakat höga koncentrationer av klorid och natrium, d.v.s. områden som har legat under högsta kustlinjen efter senaste istiden. Relikt grundvatten med höga kloridkoncentrationer förekommer vanligtvis djupliggande i berggrunden och kan genom trycksänkning, t.ex. genom grundvattenuttag eller tunnelbyggnad, flöda till mer ytnära delar av berggrunden. Enligt sammanställningen i Figur 3-1 har enbart 5% av brunnarna för vattenförsörjning högre än 100 mg/l klorid. Det är betydligt lägre än vad som har uppmätts i energibrunnar i SGUs databaser. Enligt dessa har 5% av brunnarna mer än 500 mg/l klorid. Denna skillnad kan bero på att brunnar med så höga kloridkoncentrationer ej används för vattenförsörjning.



Figur 3-1, Koncentrationspridning (5-25-50-75-95 percentil) för huvudsakliga lösta joner i grundvatten i bergbrunnar i Sverige

Under vissa geologiska förhållanden bidrar berggrunden till höga koncentrationer av kalcium och hög alkalinitet, t.ex. vid kalkstensberggrund eller förekomst av kalcitutfällningar i sprickor. Buffertkapacitet mot försurning korrelerar också med pH, i bergbrunnar varierar pH från under 6,3 (5% är lägre) till över 8,5 (5% är högre). Ammoniumkoncentrationer i berggrundvattnet är normalt låga, oftast under detektionsgräns. Uppmätta medelkoncentrationer 0,1 mg/l med 95-percentilen 0,44 mg/l (Figur 3-1).

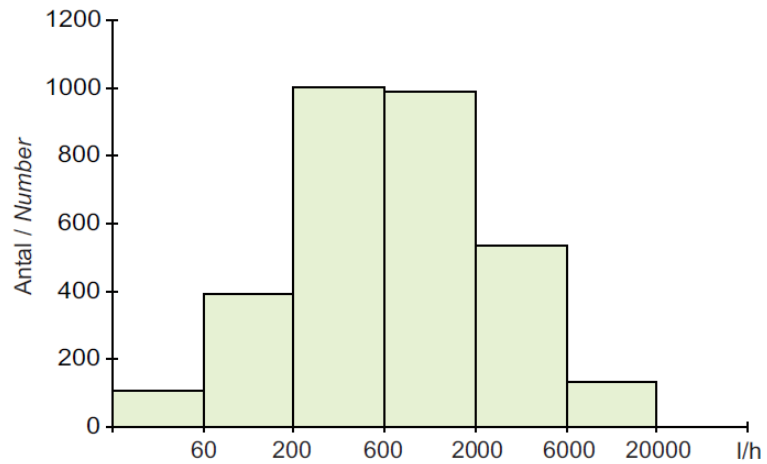
Grundvattnets möjlighet att flöda i sprickigt berg varierar rumsligt beroende på förekomst av vattenförande sprickor. Stora skillnader mellan olika platser och inom samma bergmassa föreligger. Variationen är därmed också skalberoende med betydligt mindre variation i 100 m-skala jämfört med 0,1 m-skala. För enskilda sprickor är deras vattenförande förmåga exponentiellt beroende av sprickvidden, se Figur 3-2.



Figur 3-2, Spricktransmissiviteten ökar exponentiellt med sprickvidden (exponenten lika med 3). Om t.ex. hydrauliska gradienten är 1/1 in mot en tunnel kommer det att flöda ca 1 l/s om sprickvidden är 1 mm utmed en 1 meter bred (lång i tunnelvägg) spricka. Om sprickvidden är 0,1 mm kommer det att flöda ca 1 ml/s från "samma" spricka.

I större skala blir även den resulterande variationen för hydrauliska parametrar stor. Figur 3-3 visar uttagskapacitet i ett stort antal enskilda bergbrunnar i urbergsområden i Örebro län. I de brunnar med lägst kapacitet erhålls mindre än 60 l/timme medan de med högst kapacitet ger mer än 6000 l/timme, d.v.s. mer än 100 gånger så mycket. Denna variation kan översättas till hur mycket vatten som kommer att läcka in i en otätad tunnel.

Urbergsområden med mediankapacitet 600–2000 l/h
Precambrian crystalline bedrock,
median capacity 600–2000 l/h



Antal brunnar 3155
Mediankapacitet 700 l/h
Mediandjup 69 m
Regional hydraulisk konduktivitet
 $K = 6,2 \cdot 10^{-8}$ m/s

Figur 3-3, Variation i uttagskapacitet för brunnar i urbergsområden i Örebro län, ungefär motsvarande 100 m-skala (Sveriges geologiska undersökning, 2000).

4 Vattenkemi i olika berggrundsmiljöer samt atmosfärsförhållanden i tunnlar

I föreliggande kapitel presenteras en beskrivning av vattenkemiska förhållanden i svensk berggrund ur både regionala och lokala perspektiv samt en översikt om tunnelatmosfärs kemiska miljö, (WP2). Följande rapporter avhandlas: Mossmark, F., Lång, L.-O., Norin, M., Wiech, A., (2019). "Utvärdering av vattenkemiska data från enskilda och allmänna vattentäkter i Sverige - aggressivitet mot stål- och cementbaserade byggnadsmaterial" samt Norin M., Mossmark F., Falk, D., Johansson, S., (2019). "Deterioration of rock support and water sealing measures in tunnels due to the atmospheric composition – an overview".

4.1 Bakgrund

Som underlag för Mossmark m.fl. (2019) har data från SGUs vattentäcksarkiv samt den sedan tidigare utgivna publikation "Bedömningsgrunder för grundvatten" (SGU, 2013) använts. Dessa data har ej tidigare tolkats ur ett bergbyggnadsperspektiv utan främst i relation till dricksvattenförsörjning. Även om det finns likheter i kriterier för bedömning av vatten ur ett materialtekniskt perspektiv, delvis till följd av att dricksvattennormer tar hänsyn till tekniska aspekter som nedbrytning av ledningssystem, ingår kompletterande parametrar vid vattenkemiska bedömningar för berganläggningar.

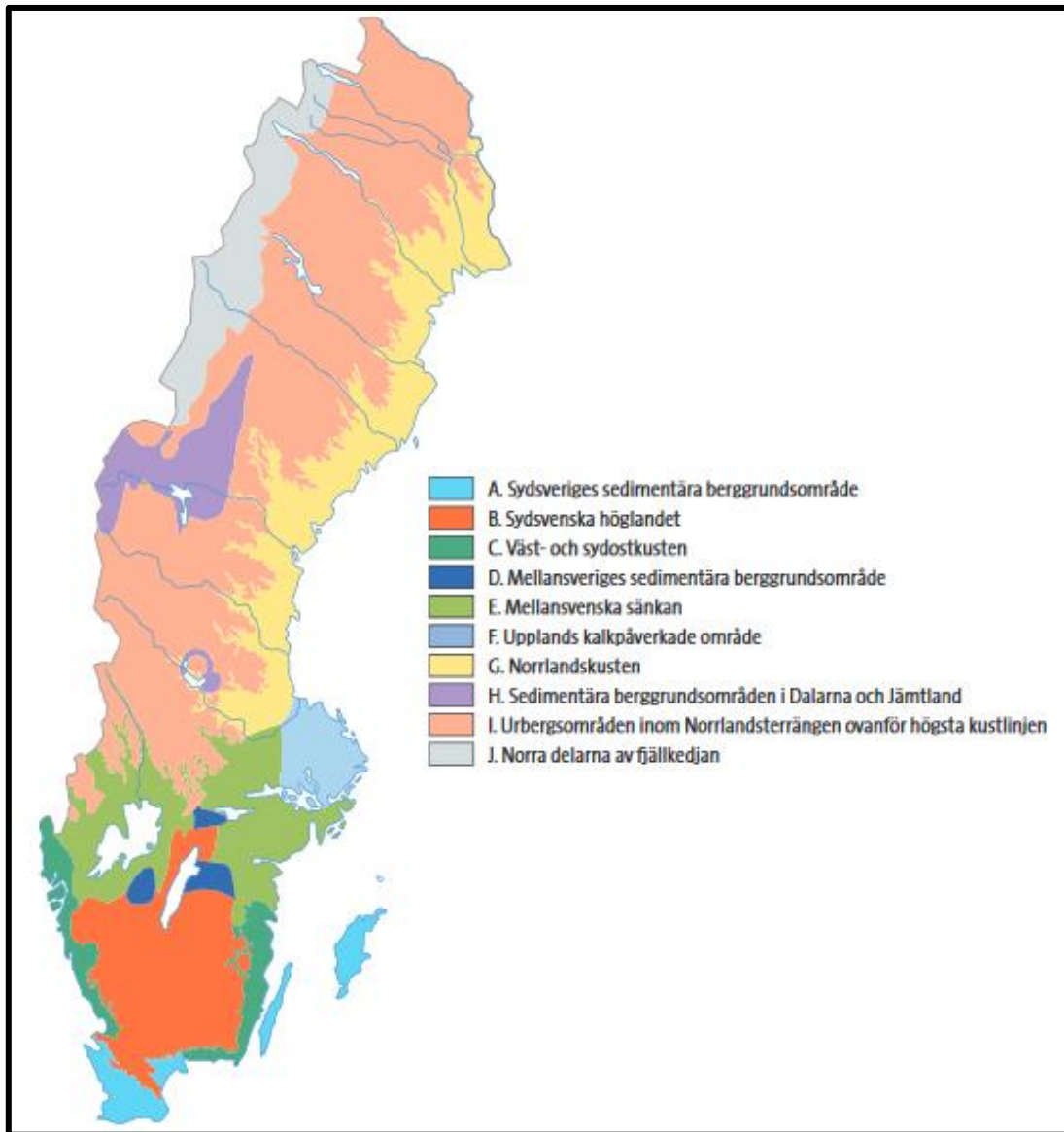
I Norin m.fl. (2014) presenteras luftkemiska data från berganläggningar. Dessa data är viktiga vid vattenkemiska bedömningar eftersom de gstryck som finns inne i en berganläggning utgör randvillkor för grundvattnet. Luftens gaser kan till viss del lösas i vatten och där påverka grundvattenkemiska förhållanden.

4.2 Syfte

Denna utvärdering genomfördes för att studera samband mellan geologiska, hydrologiska, hydrogeologiska och vattenkemiska förhållanden. Både lokal och regional detaljgrad användes i utvärderingen. Databaser över kommunala vattentäkter samt brunnar för enskild vattenförsörjning användes i den regionala utvärderingen. För den lokala utvärderingen användes enbart utvalda kommunala vattentäkter. För att kunna ansätta randvillkor för tunnelatmosfär genomfördes dessutom en litteraturstudie om tunnlar luftkemiska förhållanden.

4.3 Genomförande

Utvärderingen genomfördes i två steg. I ett första steg genomfördes en regional utvärdering av vattenkemiska data baserat på sammanställningar i SGU, 2013. Parametrar som är kritiska ur ett materialvalsperspektiv valdes ut och jämfördes med ansatta kriterier. De data från SGU (2013) som användes härrörde från både Vattentäcksarkivet och Brunnsarkivet och avsåg enbart bergbrunnar. I SGU (2013) presenteras en regional indelning baserat på förväntade vattenkemiska förhållanden (se Figur 4.1). Denna indelning användes för att regionalt utvärdera vattenkemiska förhållanden och presentera i Tabellform.



Figur 4-1, Regional indelning baserat på grundvattenkemiska förhållanden (SGU, 2013).

I den regionala bedömningen ansattes tekniska kriterier för vattenkemi, främst baserat på dricksvattennormer och standarder för stålkorrosion, se Tabell 4.1. Denna användes sedan för att studera hur stor andel av bergbrunnarna i respektive region (se Figur 4.1) som uppfyllde kriterier för att kunna orsaka tekniska problem för var och en av de utvalda parametrarna.

I nästa steg genomfördes utvärdering på lokal nivå med bedömning mot tekniska kriterier för vattenkemi, geologiska förhållanden, samt jämförelse med tidigare havsnivåer och i östra Sverige också med Östersjöns historia.

I ett tredje steg genomfördes en platsspecifik utvärdering baserat på vattentäcksdata (individuella närliggande vattentäkter) geologiska, hydrologiska, hydrogeologiska förhållanden inklusive bedömning av utströmning/inströmningsområden, förekommande sprickmineral etc. I fjällkedjan (A) och i de mellansvenska sedimentära områdena (D) är det mer vanligt med förekomst av höga koncentrationer av sulfat än i övriga områden.

Tabell 4-1, Tekniska kriterier för vattenkemi (teknisk anmärkning) i denna rapport regionala bedömning. Kriterierna baseras på SS-EN 206-1 (SIS, 2013), SLVFS (2013) och BV Tunnel (Banverket, 2005).

Kemiska parametrar	Ansatta tekniska kriterier för aggressivt vatten
Alkalinitet [HCO_3^-]	< 61 mg/l ³
Järn [Fe]	> 0,2 mg/l ²
Kalcium [Ca^{2+}]	< 20 mg/l ³
Klorid [Cl ⁻]	> 100 mg/l ²
Konduktivitet	> 100 mS/m ³
Magnesium [Mg^{2+}]	> 300 mg/l ¹
Mangan [Mn^{2+}]	> 0,5 mg/l ²
pH	< 6,5 ¹
Sulfat [SO_4^{2-}]	> 100 mg/l ²
Totalhårdhet [Ca^{2+}]	< 20 mg/l ³

¹ SS-EN 206-1

² SLVFS

³ BV Tunnel

4.4 Resultat

I ett första steg gjordes en regional bedömning av data presenterade i SGU (2013) för bergbrunnar som utgjorde enskilda eller kommunala vattentäkter. Dessa data finns tillgängliga i SGUs brunnsarkiv och i Vattentäcksarkivet. Resultatet av jämförelsen mellan vattenkemiska data och antagna tekniska kriterier för grundvattenkemi (Tabell 4.1) finns presenterade i Tabell 4.2.

Det förekommer berggrundvatten med låg alkalinitet i alla områden med kristallin berggrund (B,C,E,G), förutom i Upplands kalkpåverkade område (F). I de två delområdena med huvudsakligen sedimentär berggrund är alkaliniteten generellt hög. Kalcium uppvisar ett liknande mönster som för alkalinitet, men med låga koncentrationer i främst område B, C och G (Kustområden och sydsvenska höglandet). Höga kloridkoncentrationer förekommer i alla studerade delområden förutom i sydsvenska

höglandet och både tidigare havsnivå och förekomst av sedimentära bergarter bidrar. Det förekommer höga sulfatkoncentrationer i främst fjällkedjan (A) och i de mellansvenska sedimentära områdena (D).

Tabell 4-2 Jämförelse av vattenkemiska data med villkor för aggressivt vatten, andel (%) bedömd enligt vattenkemiska kriterier avseende nedbrytning och igensättningsrisk för respektive parameter. De tekniska kriterierna presenteras i Tabell 4-1.

	<u>Alk.</u> <u>%, n</u>	<u>Fe</u> <u>%, n</u>	<u>Ca</u> <u>%, n</u>	<u>Cl</u> <u>%, n</u>	<u>Kond</u> <u>%, n</u>	<u>Mn</u> <u>%, n</u>	<u>pH</u> <u>%, n</u>	<u>SO₄</u> <u>%, n</u>	<u>Tot.hård.</u> <u>%, n</u>
A	1,8 % 1108	54 % 1062	12 % 705	21 % 1119	38 % 1038	5 % 1065	1,2 % 1106	8,5 % 991	12 % 1104
B	32% 4096	47 % 3593	40 % 1205	1,0 % 3766	2,4 % 3391	19 % 3566	22 % 4209	0,6 % 2815	54 % 3981
C	16 % 2261	51 % 2034	45 % 924	14 % 2024	14 % 1775	14 % 2010	12 % 2308	2,3 % 1452	55 % 2072
D	3,5 % 838	67 % 817	13 % 386	10 % 857	16 % 781	12 % 795	1,8 % 851	8,2 % 511	14 % 860
E	6,5 % 7634	48 % 6820	18 % 2706	9,6 % 7520	12 % 6677	15 % 6813	6,2 % 7772	2,6 % 4887	31 % 7554
F	1,2 % 4832	38 % 4899	13 % 2497	14 % 5023	23 % 4017	3,3 % 4910	1,4 % 4907	2,8 % 3969	23 % 4953
G	13 % 3495	54 % 3076	47 % 682	7,6 % 3390	6,7 % 2925	6,9 % 3072	6,5 % 3524	1,6 % 2692	62 % 3437

4.5 Fallstudie - Ulricehamn

Ulricehamns kommun i Västra Götalands län är beläget i det delområde som i Figur 4.1 omfattar sydsvenska höglandet. I detta delområde uppvisar berggrundvattnet frekvent låga värden för alkalinitet, pH och kalcium varvid vattnet i förekommande fall bedöms kunna orsaka tekniska problem (se Tabell 4.1 och Tabell 4.2). Det är i sydsvenska höglandet ovanligt med höga klorid- och sulfatkoncentrationer i berggrundsvatten. I Ulricehamn består berggrunden primärt av granitisk gnejs, området är beläget över den

högsta kustlinjen efter den senaste glaciationen. I kommunen finns vattenkemiska data från sju kommunala vattentäkter i berg, medelvärden för materialrelevanta parametrar presenteras i Tabell 4.3. De beräknade medelvärdena indikerar ej att vattnet skulle kunna orsaka tekniska problem relaterat till nedbrytning, men däremot förekomst av höga järnkonzentrationer (risk för järnutfällningar). Liknande vattenkemiska förhållanden råder vid sex av de sju vattentäkterna i kommunen. Vid den vattentäkt som hade avvikande vattenkemi (högre kloridkonzentrationer och lägre alkalinitet, dock ej aggressivt) jämfört med de övriga förekom en våtmark i närområdet.

Tabell 4-3, Medelvärden (mg/L utom pH) berggrundvattentäkter i Ulricehamns kommun för parametrar som används för tekniska kriterier

pH	Järn	Mangan	Klorid	Alkalinitet	Konduktivitet	Sulfat	Kalcium
7,8	0,7	0,2	17	139	33	21	45

Vid undermarksbyggande i den granitiska gnejs som dominerar vid Ulricehamn bedöms berggrundvattnet ej vanligtvis orsaka förhöjd risk för nedbrytning av stål- eller cementbaserade material. I närheten av naturliga utströmningsområden kan de vattenkemiska förhållandena vara mindre fördelaktiga och kompletterande undersökningar krävs.

4.6 Luftkemi i tunnlar

Enligt Norin m.fl. (2019) har enbart ett fåtal studier genomförts av luftkemi i tunnlar. Eftersom dessa studier har haft olika syften och genomförts i klimat och med trafik som skiljer sig från svenska förhållanden är underlaget osäkert för att ansätta generella atmosfärskemiska egenskaper för väg- och järnvägstunnlar. Generellt har tunnlar hög relativ luftfuktighet och särskilt i vägtunnlar förekommer vanligen höga halter av föroreningar, både i gasform och partikulärt. I vägtunnlar förekommer bl.a. nitrösa gaser, svaveldioxid, förhöjda koncentrationer av koldioxid och kolmonoxid, polycykliska aromatiska kolväten samt metaller partikulärt. Relativ fuktighet i en tunnel påverkas av inläckage av grundvatten och hur väl en tunnel ventileras. Vidare har ventilation också påverkan på atmosfärskemikemi i en tunnel där (förorenad) luft i tunneln ersätts med (renare) luft. Vid jämförelse mellan vägtunnlar och järnvägstunnlar är erfarenheterna att vägtunnlar har mycket mer korrosiv miljö, se Sederholm & Almqvist, (2011).

5 Hydrokemisk prediktion

Följande avsnitt beskriver föreslagen metodik för att prediktera vattenkemiska förhållanden inför undermarksbyggande, (WP3). Texten baseras på: Mossmark, F. (2014) "Prediction of groundwater chemistry in conjunction with underground construction – field studies and hydrochemical modelling", Mossmark, F., Annertz, K.K., Ericsson, L.O., Norin, M., (2016) "Hydrochemical impact of construction of the western section of the Hallandsås rail tunnel in Sweden" och Mossmark, F., Ericsson, L.O., Palm, F., (2015) "Simulations of hydrochemistry affected by tunneling in the Hallandsås Ridge". Projektet har sammanställt ytterligare sex publikationer med tema grundvattenkemi/hydrogeologi., se Bilaga 1.

5.1 Bakgrund

Grundvattenförhållanden påverkas av undermarksbyggande, i första hand till följd av att vatten avleds men också till följd av att flödesvägar ändras genom tätning och att nya flödesvägar kan öppnas. De ändrade grundvattenförhållandena leder vanligen till att även vattenkemiska förhållanden förändras. I många fall blir vattnets beskaffenhet mer korrosivt eller har högre förmåga att nedbryta betong, men eftersom förändringarna är beroende av geologi och hydrologi är detta platsberoende.

5.2 Syfte

Följande avsnitt beskriver en metodik för att förutse vattenkemiska förhållanden vid en undermarksanläggning under bygg- och driftskedet baserat på data som är tillgängliga under projekteringsstadiet. Metodikens ska kunna identifiera lokaler där kompletterande undersökningar och utredningar är nödvändiga för att göra kostnadseffektiva materialval. De olika stegen i metodiken ska beskrivas utförligt. Vidare ska delar av metodiken testas genom fallstudier.

5.3 Genomförande

Metodikförslaget baseras på forskargruppens kunskap från systematiska studier om vattenkemiska förhållanden vid vattenuttag och undermarksanläggningar samt, inom ramen för detta projekt, genomförda databasstudier. Metodiken avpassas för områden som glacierts under Weichselistiden och där berggrunden domineras av kristallina bergarter. Sådana områden täcker större delen av Finland, Norge och Sverige.

I framtagandet av prediktionsmodellerna har både lokala och regionala variationer av förväntade grundvattenkemiska förhållanden tagits i beaktning. Exempel på lokala variationer härrör t.ex. från jordlagerföljd och skillnader mellan ut- och inströmningsområden för grundvatten. Regionala variationer kan bero på tidigare transgressioner (området har legat under havsnivån) eller berggrundsgeologiska förhållanden.

Metodiken är framtagen för att tillräcklig information om vattenkemiska förhållanden på en viss plats ska samlas in och genomförs därför stegvis. Därmed undviks också ej nödvändiga undersökningar och metodiken blir kostnadseffektiv.

5.4 Resultat

5.4.1 Förslag till metodik

Följande metodik föreslås för att förutse vattenkemiska förhållanden under bygg- och driftskede av undermarksanläggningar

1. En **skrivbordsstudie**, bedömningar baserade på geologiska kartor, konceptuella modeller och geografisk lokalisering. Modellerna är baserade på hydrogeologiska förhållanden samt berggrundsgeologi och kvartärgeologisk utveckling. Om det bedöms föreligga risker för att de existerande eller framtida vattenkemiska förhållandena kan påverka nedbrytningen av stål- eller cementbaserade material kan det behövas kompletterande fältundersökningar.
2. **Fältundersökningar** avpassas till plats- och projektspecifika behov. Detta kan innefatta provtagning av borrhämsprover i berggrunden, grund- eller ytvatten för kemisk analys eller geokemiska undersökningar av jordlagret. Metodikens andra steg kan antingen leda till en rekommendation för materialval eller till bedömningen att vattenkemisk modellering är nödvändig.
3. **Vattenkemisk modellering**. Tillvägagångssätt för modellering och val av programvara baseras på metodikens steg 1 och 2. Resultatet av modelleringen används för materialval baserat på kriterium fastställda för aggressivt vatten eller risk för utfällningar av Fe, Mn eller CaCO₃.

För att genomföra en prediktionsmodellering krävs goda kunskaper om geologi och hydrogeologi.

5.4.2 Fallstudie – Hallandsås

En fallstudie med skrivbordstudie, fältundersökning, utvärdering och modellering genomfördes i samband med genomförandefas av Hallandsåstunnelarna. Anläggningen består av två parallella 8,7 km långa järnvägstunnelar som byggts med både tunnelborrmaskin och med konventionell borra-spräng-metod. Fallstudien fokuserade på ett avrinningsområde i södra delen av tunnelsträckan, i närheten av Böskestorp. I detta delområde byggdes järnvägstunnelarna med tunnelborrmaskin, den östra tunneln 2007-2008, den västra 2011-2012. Tvärtunnelar som förbinder de två järnvägstunnelarna byggdes med konventionell borra-spräng-metod.

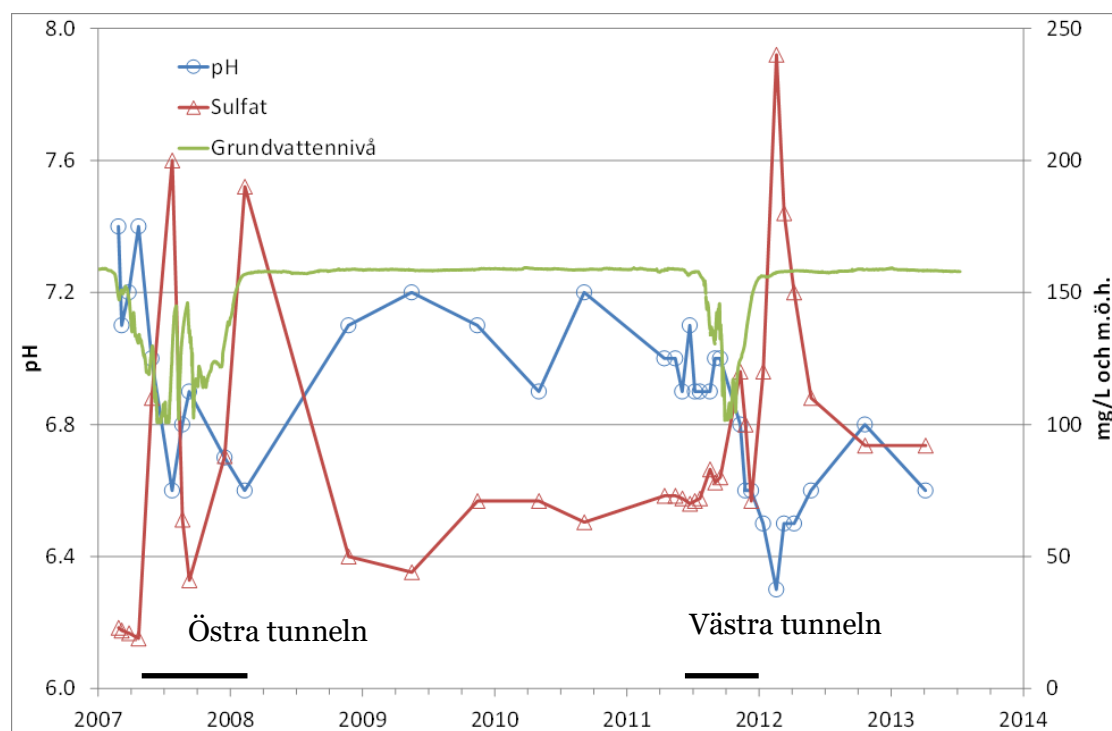
Skrivbordsstudie

En skrivbordsstudie genomfördes där relevanta data utvärderades. Före byggskedet fanns bl.a. geologiska kartor, uttagskapaciteter och information om avrinningsområden tillgängliga. Dessa data gav främst indikation över hydrogeologiska förhållanden, bergets genomsläpplighet men även hur en framtida tunnel skulle kunna påverka våtmarker och vattendrag. I detta arbete användes generiska konceptuella modeller och regionala kartor.

Fältundersökning

Trafikverket genomförde omfattande övervakning av grund- och ytvatten som del av miljökontroll under anläggningens utdragna byggskede. I området som ingår i fallstudien kompletterades med ytterligare fältövervakning under åren 2011-2012. Inläckage av berggrundvatten tilläts i tunnelfronten och allteftersom tunnelbormaskinen rörde sig framåt gjordes tätning med lining.

Grund- och ytvatten påverkades vid tunnelbyggande genom området. Bäckvattenflöden blev mindre och grundvattennivåer i berg och jord sänktes av samtidigt som varierade kvalitetsförändringar observerades. Figur 5-1 visar tidsberoende förändringar av pH, sulfat och grundvattennivåer i bergborrhål BHO8. Tunnelbyggande i närheten av det övervakade bergborrhålet medförde att grundvattennivån sänktes med c:a 60 m (se grön linje). När grundvattennivån återhämtade sig (när tunneln tätats genom området) steg sulfatkoncentrationerna (röd linje) kraftigt till följd av oxidation av sulfidhaltiga mineral. En pH-minskning observerades samtidigt (blå linje).



Figur 5-1, Grundvattennivåer, pH och sulfatkoncentrationer i berggrundvattenpåverkat av byggaktiviteter vid Hallandsåstunnlarna. Den östra tunneln byggdes genom området 2007-2008 och den västra 2011-2012.

Modellering

I ett sista steg utvärderades möjligheter att prognostisera vattenkemiska förändringar i berggrundvattnet nära tunneln med vattenkemisk modellering. Konceptuella modeller över förhållanden på två platser inom det studerade avrinningsområdet ställdes upp. Dessa konceptuella modeller beskrev hydrogeologiska, hydrologiska, geokemiska och vattenkemiska förhållanden på respektive plats. Eftersom de två tunnarna genom området byggdes med några års mellanrum och hydrologiska, hydrogeologiska och vattenkemiska förhållanden till stor del återhämtades däremellan var det möjligt att både kalibrera och validera modellen.

De två olika platserna utgjorde olika hydrogeologiska miljöer genom att det ena var ett inströmningsområde och det andra ett utströmningsområde. I området som var inströmningsområde fanns även geokemiskt viktiga sprickmineral som pyrit.

För den vattenkemiska modelleringen användes programvaran PHREEQC. Modellerna utgick från opåverkade vattenkemiska förhållanden i jord- respektive berggrundvatten. Vidare beskrev de hydrogeologiska förhållanden genom ansättandet av blandningsförhållanden mellan jord- och berggrundvatten. Geokemiska förhållanden och processer ansattes genom mineralsammansättning samt exempelvis syresättning av vattnet.

Modellernas startvärden före kalibrering baserades helt på kunskap om geokemiska och hydrogeologiska förhållanden på respektive plats. Genom kalibrering med data från byggandet av den östra tunneln kunde processerna och de resulterande vattenkemiska förändringarna återskapas. I nästa steg genomfördes validering med god passning.

6 Material, krav och beständighet för sprutbetong i tunnlar, en omvärldsanalys

I följande avsnitt redovisas projektaktiviteten WP4, som omfattat en litteraturstudie vilken sammanställts till en statusredovisning om beständighetskrav för sprutbetong. Avsnittet baseras på: Lundgren M., Helsing E., Babaahmadi A., Mueller U., (2018). "State-of-the-Art Report on: Material Type, Requirements and Durability aspects of Sprayed Concrete in Tunnels".

6.1 Bakgrund

Sprutbetong är ett av de mest använda konstruktionsmaterialen i tunnlar och i undermarkskonstruktioner i Sverige. Sprutbetongens hållfasthet, livslängd och hållbarhet styrs till stor del av bindemedlets sammansättning. I Sverige används traditionellt Portlandcement, ibland med mindre tillsatser av mikrosilikater. Detta har sitt ursprung i myndighetskrav från bla Trafikverket då man önskat reglera faktorer som påverkar underhållsbehov. I andra länder används också olika typer av mineraltillsatser, vanligen industriella restprodukter i form av flygaska, mikrosilikater och slaggprodukter.

Litteraturundersökningen ger en översikt över olika typer av sprutbetong som förekommer i omvärlden och i Sverige. Olika parametrar i exponeringsmiljön som kan påverka livslängden behandlas för att ge bild av kombinationen materialkrav och exponeringsmiljö. Olika risker i miljön skiljer sig dock mycket mellan olika länder, vilket medför olika krav.

6.2 Syfte

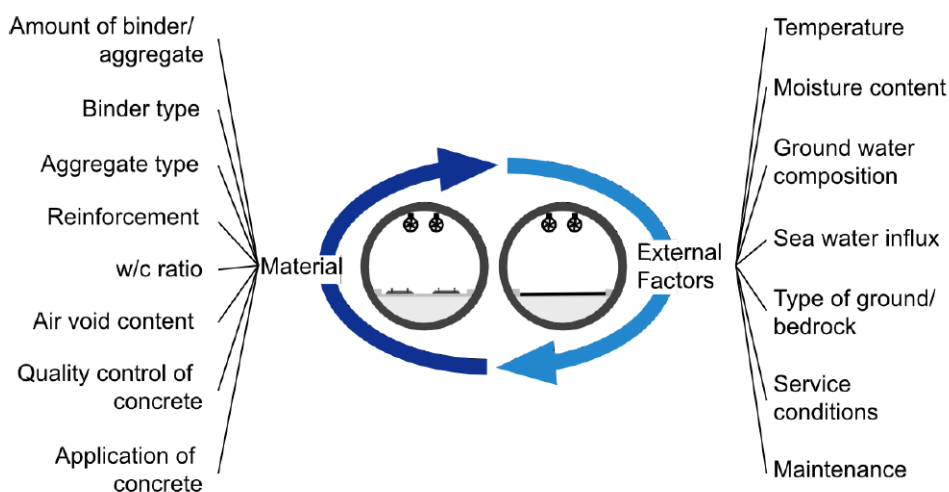
Syftet med studien är att sammanfatta vilka materialspecifika normer som gäller för sprutbetong för bergförstärkning i undermarkskonstruktioner. Fokus har lagts på hur praxis avseende användningen av alternativa bindemedel i olika länder ser ut och hur det påverkar livslängden i positiv riktning. Det var också ett huvudsyfte med litteraturundersökningen att ta reda på hur olika sprutbetongrecept ser ut i vår närmaste omvärld för att uppnå önskvärd livslängd.

6.3 Genomförande

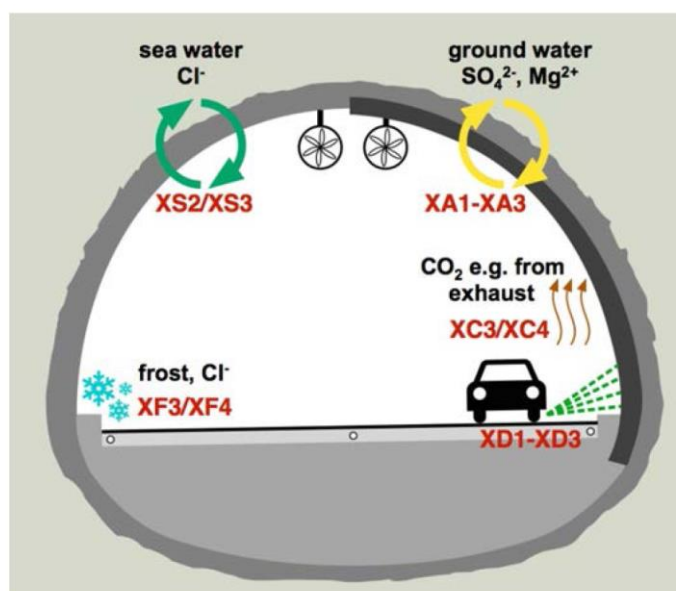
Studien utgör en kunskapssammanställning om sprutbetongens egenskaper som tunnelförstärkning i Sverige och flera andra europeiska länder med fokus på materialsammansättning, blandningsdesign, riktlinjer och specifikationer. Den fokuserar också på användning av olika cementliknande tillsatser (supplementary cementitious materials - SCM) där praxis och långtidserfarenheter varierar för olika länder. I Sverige är användningen av SCM än så länge begränsad men när användningen ökar är det viktigt att fastställa vilken inverkan detta har på sprutbetongens egenskaper i form av livslängd och hållfasthet. Studien presenterar ett stort antal fallstudier i Sverige (8 st) och Europa (18 st) och ger en överblick av påverkansfaktorer i tunnelmiljö och hållfasthetsegenskaper. Förutom specifikationer i internationella standards och riktlinjer redovisas en sammanställning av nationella regelverk och krav i Sverige, Norge, Finland, Österrike, Frankrike, Tyskland och Schweiz.

6.4 Resultat

Vanliga degraderingsmekanismer i tunnelmiljöer är t.ex. kemiska attacker i form av sulfatangrepp eller kalkurlakning av sprutbetonginklädnad, frostattacker, armeringskorrosion och mindre vanligt, men ändå förekommande, alkalisilikareaktioner. Möjliga påverkansfaktorer och exponeringsförutsättningar för material i undermarks-konstruktioner och tunnlar illustreras i Figur 6-1 och Figur 6-2:



Figur 6-1, Några av de faktorer som påverkar betongens hållbarhet i undermarks-konstruktioner.



Figur 6-2, Exempel på exponeringsförhållanden i tunneln.

Frostattack, armeringskorrosion och karbonatisering

Orsaken till frostangrepp på betong är att vatten i betongens porstruktur expanderar med 9 % då det fryser. Fryspunkten beror dock på porstorlek där en vattenfylld por med radie 80 Å först fryser vid -20 °C.

Möjliga åtgärder för att åtgärda frostsador i betong omfattar:

- Skapa ett porutrymme med tillräckligt stora isolerade porer, för att undvika att porsystemet vattenfylls via kapillärkrafter.
- Skapa tillräckligt små porer jämnt fördelade i betongmassan så att avståndet som vatten måste transporteras blir så litet som möjligt.
- Minska mängden vatten tillgängligt för frysning genom att minska w/c förhållandet i betongen.
- Se till att det gel-kapillära porsystemet aldrig fylls med vatten.

För att skapa ett välanpassat porsystem krävs kemiska medel för att skapa luftbubblor (air entraining agents - AEA). Även om det är svårt att behålla luftinnehållet vid applicering av sprutbetong har den oftast förvånansvärt goda frostegenskaper. En orsak är att w/c förhållandet är lågt (runt 0,45 eller mindre) och att sprutbetongen inte blir lika kompakt som vanlig betong.

Armering är normalt väl skyddad mot korrosion på grund av det höga pH-värdet i betongen. Ett högt pH-värde skapar ett tunt lager av korrosionsprodukter på stålytorna som minskar korrosionshastigheten till nästan noll. Karbonatisering av betong sänker pH värdet och fördärvar det skyddande korrosionslagret. Karbonatiseringsprocesser startar vid ytan och sker utifrån och in. Hur snabbt en sådan process sker beror på koldioxid-innehållet i luften, betongens permeabilitet och vattenmättnadsgraden i porutrymmet. Den huvudsakliga åtgärden för att åtgärda korrosion genom karbonatisering är att minska betongens permeabilitet så mycket som möjligt och försvåra för koldioxid i gasform att tränga in i betongen. Detta uppnås framförallt genom att minska w/c förhållandet i betongen. Permeabiliteten påverkas också av tillsatser såsom flygaska, slagg och mikrosilikater. Dessa tillsatser påverkar dock också vatteninnehållet så att påverkan på permeabiliteten förändras över tid.

Om kloridhalten i porutrymmet överstiger en viss tröskelkoncentration kan det innebära att det skyddande lagret på armeringsstål förstörs och att korrosion uppstår. Klorid från vägsalt eller havsvatten tränger i huvudsak in i konstruktionen från ytan. Detta innebär att betongens permeabilitet är en styrande parameter då det gäller att förhindra kloridinducerad korrosion. En förutsättning för denna typ av korrosion är tillgång till syre vilket medför att luft i porsystem också är en avgörande parameter vid riskbedömning av förutsättningar för kloridinducerad korrosion.

Korrosion orsakad av karbonatisering eller klorider påverkas av mäktigheten på det betonglager som överlagrar stålkonstruktionen/armeringen. Ett tillräckligt mäktigt lager kan bidra till att förhindra att denna typ av angrepp påverkar armeringen menligt under konstruktionens livslängd eller underhållsintervall.

Sulfatangrepp

Sulfatangrepp är relativt sällsynt men då det uppstår i en konstruktion så kan det leda till kostsamma åtgärder. Det uppstår pga en reaktion där reaktionsprodukter medför en volymökning. Reaktionsprodukterna är kristallina och består av tre mineral som ofta förekommer tillsammans:

- Ettringit ($\text{Ca}_6(\text{Al,Fe})_2(\text{SO}_4)_3(\text{OH})_{12} \cdot 26\text{H}_2\text{O}$)
- Gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)
- Thumasit ($3\text{CaO} \cdot \text{SiO}_2 \cdot \text{SO}_4 \cdot \text{CO}_3 \cdot 15\text{H}_2\text{O}$)

Om dessa produkter uppstår i större kvantiteter så kan de bidra till volymökningar som leder till sprickbildningar och bidrar till nedbrytning av en betongkonstruktion. Den vanligaste formen är sulfatangrepp orsakad av ettringit.

Genom att använda cementtillsatser kan betongens materialegenskaper ändras väsentligt. En av den viktigaste effekten som påverkar sulfatresistens är förändringar i permeabilitet och porstruktur. Tillsatser av slagg, flygaska, metakaolin och mikrosilikater har visat sig påverka porositeten hos härdad cementpasta vilket minskar möjligheten för sulfatjoner att transporteras. Vidare påverkas den kemiska sammansättningen av den vattenlösta fasen vilket kan påverka förutsättningar för kemiska reaktioner med sulfatjoner.

Alkalisilika-reaktioner

Alkalisilikareaktioner (ASR) i sprutbetong styrs av kornstorlek på reaktiva aggregat. En möjlighet att undvika denna typ av reaktioner är att tillsätta vattenavvisande materialtillsatser i betongen eller som en beståndsdel i cementen. Tillsatser av flygaska eller slaggprodukter har visat på kraftigt minskad effekt av de expansions-krympningsprocesser som orsakas av ASR. Genom tillsatser som kan sänka pH minskar löslighet av reaktiv kisel i cementpastan och därmed risken för denna typ av processer. Även tillsatser som innebär att aluminiumjon-koncentrationen ökar i porutrymmen kan ge en sådan effekt. Risken för ASR kan även minskas genom att minska vattenförekomst med liners och slaggtillsatser i betongen.

I Sverige är problem kopplat till ASR inte så vanligt på grund av användning av cement med lågt alkali-innehåll. I Sverige bildades år 2014 en kommitté som ska ta fram en vägledning för att förhindra ASR i ny betong och identifiera, undersöka och åtgärda dessa problem i befintliga betongkonstruktioner.

Internationella riktlinjer

Alla krav gällande sprutbetong i Europa utgår ifrån Europeisk standard men i dessa lämnas utrymme för att på nationell nivå specificera parametrar som styr betongens hållbarhet. Detta har medfört att kraven varierar mellan länder utifrån nationella förutsättningar och erfarenheter.

I Sverige är det Transportstyrelsen som har mandat att publicera nationella riktlinjer inom infrastruktur och Boverket för alla andra typer av konstruktioner. Ingen av dessa

myndigheter har ännu tagit fram sådana vilket gör att det saknas riktlinjer för undermarkskonstruktioner. Det som finns är tekniska krav som fastställts av Trafikverket för sina tunnelkonstruktioner som ofta utnyttjas även inom andra tillämpningar och branscher.

7 Exponeringsexperiment i sulfathaltiga lösningar, inklusive exponering vid låg temperatur

I följande avsnitt redovisas projektaktiviteten WP5, som omfattat exponeringsexperiment av sprutbetong med olika sammansättningar och tillsatser i sulfathållande vattenlösningar, inklusive studier av temperaturberoende degradering. Avsnittet baseras på: Lundgren M., Babaahmadi A., Mueller U., (2018). "Exposure experiments in sulfate containing solution, including exposure at low temperature".

7.1 Bakgrund

I tunnel- och bergrumsmiljöer är sulfatbeständigheten för sprutbetong en viktig faktor för funktionalitet och livslängd. Det beror på att berggrundvatten lokalt kan innehålla sulfatkoncentrationer som innebär att beständigheten kan försämrats. I Sverige är problemet lokalt där vissa geologiska förutsättningar finns, men i övriga Europa kan problemet vara betydligt vanligare med högre sulfatkoncentrationer. Effekterna av så kallad sulfat attack kan vara sprickbildning, spjälkning eller förlorad styrka på grund av tappad bindande förmåga. Det är därför viktigt att analysera berggrundvattnet för att kunna värdera riskerna i varje enskilt fall.

För att öka sulfatbeständigheten i sprutbetong tillsätter man olika tillsatsmaterial i form av alternativa bindemedel, t.ex. granulerad masugnsslagg, flygaska eller silikapulver.

Moderna acceleratörer baseras inte på ämnen som innehåller alkali (Na, K) eftersom risken för alkalisilikareaktioner (ASR) då ökar. Istället används ganska stora mängder aluminiumsulfater (5-7 vikt %) för att accelerera sprutbetongen vilket ökar risken för sulfatangrepp.

7.2 Syfte

Syftet med undersökningen har varit att prova sulfatbeständigheten för några utvalda sprutbetongrecept och speciellt den eventuella inverkan som tillsatsen av accelerator kan medföra.

7.3 Genomförande

Fyra olika cementtyper vanliga i Sverige undersöktes med avseende på sulfatresistens i en jämförelse med ett ordinärt portlandcement (C). Cementtyperna var: 1) ett sulfatresistent lågalkaliskt portlandcement (CA), 2) och 3) två blandcement av CEM II A typ med 16 % flygaska (ett låg- och ett högalkaliskt cement VA och V) och 4) ett CEM II A blandcement med 15 % kalkstensfiller (L).

Provningarna var uppdelade på tester med bruk som gjutits i formar till prismor samt dessutom testades utsågade provprismor från sprutade paneler, dvs ordinär sprutbetong, se Figur 7-1. Degradering kan ha sin orsak i bildning av ettringit, gips eller thaumasit. Dessa omvandlingsprodukter expanderar i cementpastan och detta samband utnyttjas vid provning av eventuella degraderingsprocesser, dvs. man mäter succesiv expansion över tid. Proverna placerades i två olika sulfatlösningar, en med en lägre koncentration (3000 mg/l)

och en med en mycket hög koncentration på 30 000 mg/l. Provningsen var mycket accelererande där den lägre koncentrationen motsvarade gränsen mellan exponeringsklass XA2 och XA3, dvs. betongaggressiv och starkt betongaggressiv miljö (se Tabell 2 i Bilaga 2). Den högre koncentrationen är långt över XA3 och vad som påträffas i fält. Den finns med som en starkt accelererande variant. För att kunna utvärdera både klassiskt sulfatangrepp (ettringitbildning med sprickbildning) och thaumasitvarianten av sulfatangrepp (förlorad bindning och hållfasthet), så utfördes provningen både vid 20 °C och 8 °C.

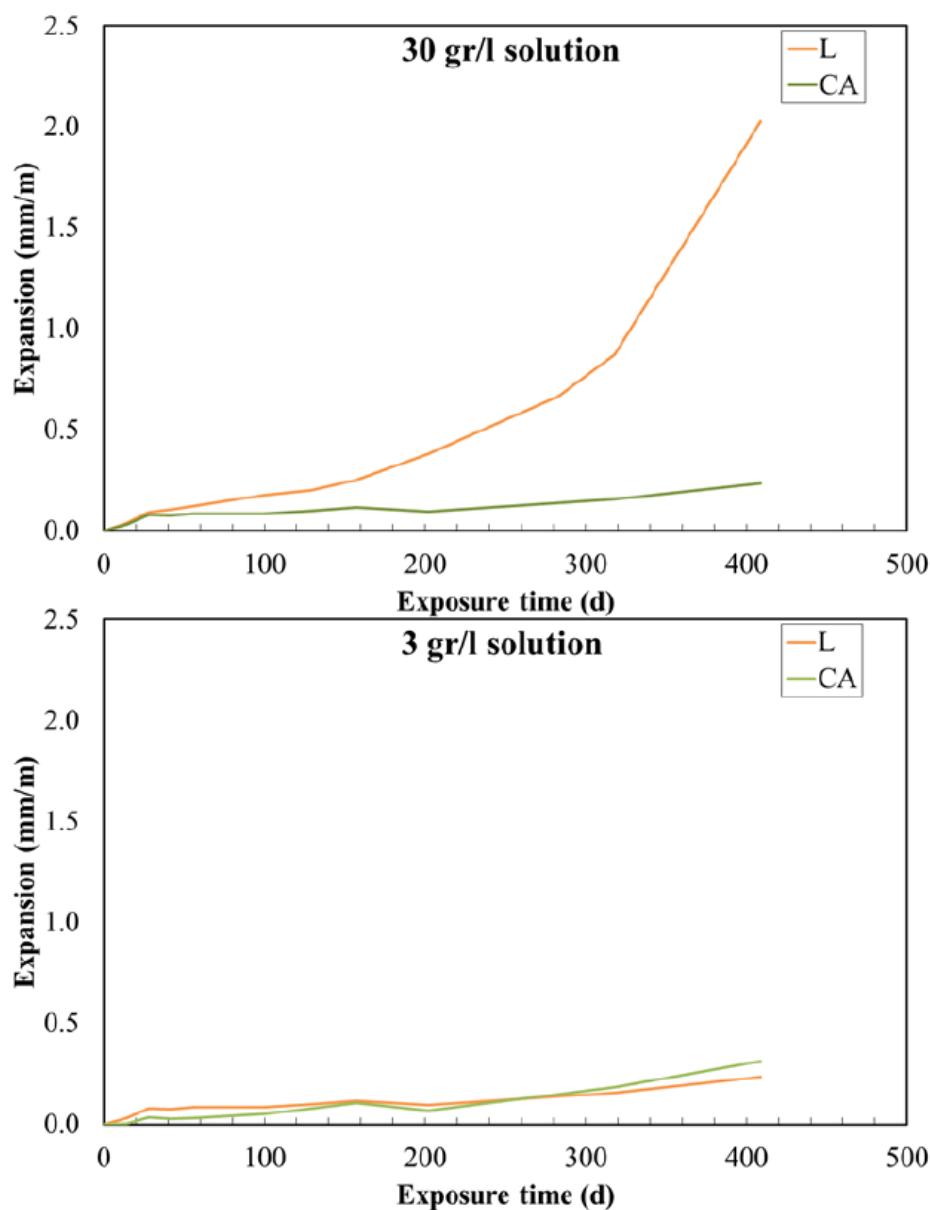


Figur 7-1, Indränkningstester (Immersionstester) av olika bruksprismor i sulfatlösningar.

7.4 Resultat

Burksprismor

- Som förväntat så klarade sig bruksprismorna med accelerator och cement som hade ett lågt C_3A innehåll i sin ursprungssammansättning klar bäst i test (CA och VA).
- Alla bruksprismorna med accelerator visade degradering vid 8 °C, men degraderingen var mycket värre för prismorna med kalkstenfiller (thaumasitbildning).
- Degraderingen förstärktes kraftigt för prismor med kalkstensfiller i sulfatlösningar med 30 000 mg/l jämfört med 3000 mg/l. Detta kan ses i Figur 7-2 för sulfatresistent portlandcement (CA) och blandcement med 15 % kalkstensfiller (L) vid 20 °C.



Figur 7-2, Resultat av indränkningstester (immersions testing) för gjutna prismor utan accelerator vid 20 °C. Kurvorna representerar resultat för ett sulfatresistent lågalkaliskt portlandcement (CA) och ett CEM II A blandcement med 15 % kalkstensfiller (L); vid sulfatlösning med 30 g/l i den övre bilden. Den nedre bilden visar resultat för samma cementtyper vid lägre sulfathalter, 3 g/l.

Sprutbetongprismor utsågade och utborrade från paneler

Både utsågade prismor och utborrade cylindrar provades i lösningar som hade 3000 mg/l och 30 000 mg/l sulfat innehåll. Olika serier med prover parallellt med sprutriktingen och vinkelrät mot sprutriktingen provades. Dessutom placerades vissa serier i

natriumsulfatlösning under hela provtiden medan andra utsattes för cyklisk uttorkning och lösning.

- Utsågade sprutbetongprismor som placerats i 3000 mg/l sulfatlösning visade inga tecken på degradering.
- De utborrade proverna med sulfatresistent cement (CA) och cement med 15 % flygaska (V) visade ingen större skillnad i testerna.
- När proverna utsattes för cyklisk uttorkning och lösning så ökade expansionen och nedbrytningen i betongen. En tydlig skillnad observerades mellan prov med det sulfatresistenta cementet (CA) och prov med 15 % flygaska (V) och klinker med högre C_3A innehåll. Som förväntat så expanderade proverna med cement (V) betydligt mer eftersom C_3A innehållet i cementet är den styrande parametern.

8 Undersökning av hur urlakning i betong påverkar korrosion av kolstål

I följande avsnitt redovisas projektaktiviteten WP6, som omfattat lakningstester av injekteringsbruk och sprutbetong med olika typer av grundvattenkvaliteter och där korrosionspåverkan av bergbultar analyserats. Avsnittet baseras huvudsakligen på: Fjällberg L., Sederholm B., Trädgårdh J., (2017). "Undersökning av hur urlakning i betong påverkar korrosion av kolstål" och Ahlström J. & Sederholm, B., (2018). "Vattenomsättningens betydelse för korrosion på stål i grundvatten". Projektet har sammanställt ytterligare tre rapporter inom ämnesområdet, se Bilaga 1.

8.1 Bakgrund

I bergtunnlar förekommer varierande vattenflöden i bergets spricksystem. Om de vattenförande sprickorna i berget är i kontakt med injekteringsbruk och med bergbultar (ofullständig injektering, genomgående spricka etc.) finns en risk att vattenflödet i bergets spricksystem kan ge upphov till en urlakning av injekteringsbruket. Urlakning av injekteringsbruket kan i sin tur innebära att den alkaliska miljön runt bergbultarna minskar kraftigt med tiden samtidigt som vattnet kan ha en högre syrekoncentration än stillastående vatten (via luften i tunnlar/bergrum). Detta skulle kunna leda till ökade korrosionsangrepp på injekterade och ofullständigt injekterade bergbultar utsatta av ett sprickvatten som har höga kloridhalter. Ovanstående är bakgrunden till de laboratorieexperiment som genomförts inom projektets ram.

8.2 Syfte

Projektets syfte, med lakningsförsöken i betong och korrosionsförsöken med provstänger i vatten utan betong, var att undersöka hur förändringar i grundvattnets flödes hastighet och kemiska sammansättning påverkar ett kolståls korrosionshastighet. Anledningen till att försöken utfördes i vatten var att simulera en misslyckad injektering där stålet inte är i kontakt med injekteringsbruket.

8.3 Genomförande

För att undersöka hur en dålig cementinjektering med påföljande urlakning av cementpastan påverkar det ingjutna stålets korrosionshårdighet utfördes:

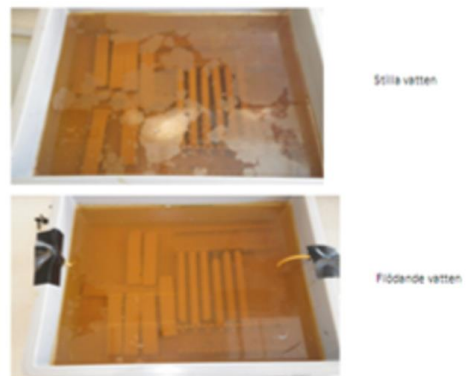
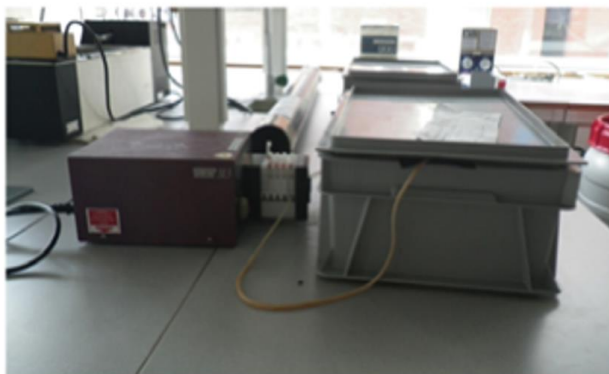
- laboratieförsök under stillastående och flödande vattenförhållanden där tre olika vattenkvaliteter användes.
- korrosion av kolstål i enbart vatten med de tre olika vattenkvaliteterna kompletterat med ett berggrundvatten från Äspö berglaboratorium.
- studier av urlakningen för två sprutbetongsammansättningar under påverkan av den mest betongaggressiva vattentypen.

Cementpasta med vct 0,32 och anläggningscement blandades och göts i tre plaströr med inre diametern 30 mm och längden 240 mm. Rören fylldes ungefär till hälften med cementpasta. I den färskaste cementpastan lades tre armeringsstänger av kolstål i varje rör. Till rören kopplades slangar från en plastlåda med vatten, Figur 8-1.



Figur 8-1, Försöksuppställning med vattnet i plastlådor högst upp, rören med cementbruk och uppsamlingsflaskorna för vattnet.

I Figur 8-2 visas försöksuppställningen för provstänger av kolstål exponerade i olika vatten.



Figur 8-2, Till vänster: Försöksuppställning med pump. Till höger: Två typer av kärl, med flöde (nedre) och utan flöde (övre)

I Tabell 8-1 framgår analysvärden och en bedömning enligt Langelier Saturation Index (LSI) enligt Betonghandboken material, (Byggtjänst, 1990). Läkningförsöken genomfördes med tre olika vatten.

Tabell 8-1, De ingående vattnens sammansättning.

	Vatten 1	Vatten 2	Vatten 3
pH	8,1	8,1	8,0
Ca, mg/l	22	20	21
Mg, mg/l	2,6	2,4	2,5
Na, mg/l	150	690	1400
K, mg/l	1,8	4,2	6,0
El. Kond., mS/m	82	320	630
Alkalinitet, HCO ₃ /l	91	90	92
Cl, mg/l	160	730	1500
SO ₄ , mg/l	100	510	1000
Fe, mg/l	0,56	0,39	0,24
Totalhårdhet, °dH	3,6	3,4	3,6
LSI-index	-0,30	-0,54	-0,76
LSI-bedömning	Svagt betongkorrosivt	Starkt betongkorrosivt	Starkt betongkorrosivt

I undersökningen avseende korrosion av kolstål i vatten istället för betong ingick även berggrundvatten från Äspötunneln, Tabell 8-2.

Tabell 8-2, Äspövattnets sammansättning

	pH-värde	Kloridhalt [mg/l]	Sulfathalt [mg/l]	Kalciumhalt [mg/l]	Alkalinitet [mg/l]	Järnhalt [mg/l]
Äspötunneln	7,3	11300	603	3800	90	0,20

Försöken genomfördes både under stillastående och flödande vattenförhållanden. Korrosiviteten undersöktes efter försöken genom att jämföra korrosionshastigheter uppmätta på stål som exponerades i de olika vattentyperna. Resultaten jämfördes med den Tyska DIN-standard 50 929 del 3 (DIN, 1985).

8.4 Resultat

Urlakning av cylindrar med cementbruk med provstänger

För vattnet med den högsta jonstyrkan sjönk pH-värdet långsammast till det ingående vattnets pH-nivå dvs. på ca 60 veckor. För de övriga två vattnen sjönk pH till det ingående vattnets pH på ca 10 veckor.

Lättlösligt kalcium från cementpastan ökar kalciumhalten i lagningsvattnet i början av lagningsperioden. Efter ca 15 veckor är kalciumhalten i det utgående vattnet på samma nivå som i det ingående vattnet för samtliga tre vatten. Övriga joner antar i det utgående vattnet snabbt de värden som det ingående vattnet har.

CaO/SiO₂-kvoten i cementpastan/bruken påverkades inte av lagningsförsöken. För kalcium kunde man se en urlakningseffekt genom sänkta halter jämfört med en typanalys av anläggningscement.

Någon betydande absorption av klorider i cementpastan kunde inte konstateras. Natriumhalterna blev något förhöjda i ytskiktet (0,1 mm).

Urlakning av cylindrar med sprutbetong utan provstänger

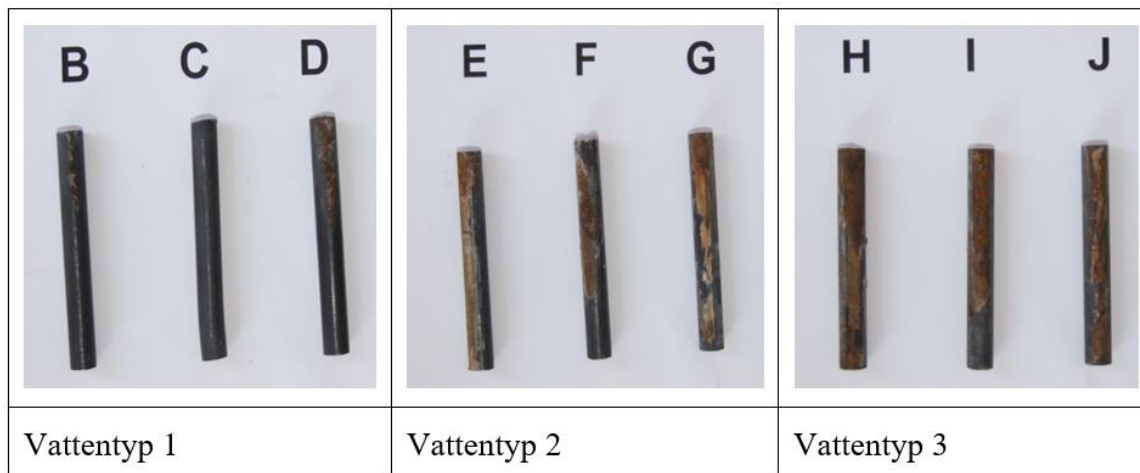
I lagningsförsöken med sprutbetong användes endast vattentyp 3. Kalciumhalten i lagningsvattnet ökar i början av lagningsperioden för att därefter minska och är efter ca 14 veckor på samma nivå som kalciumhalten i det ingående vattnet. Detta gäller för båda betongtyperna.

I sprutbetongen innehållande anläggningscement kan man se en liten urlakning av kalcium vid 0,5 mm djup i betongen, vilket även syns på CaO/SiO₂ -kvoten. Vid 5-15 mm erhöles ingen urlakningseffekt. Kalciumhalterna är något lägre än typvärdet för anläggningscement, vilket tyder på urlakning av kalcium. Natriumhalterna är förhöjda jämfört med typanalysen, vilket tyder på diffusion av natriumjoner från vattnet till betongen. Sulfathalterna är förhöjda, speciellt nära ytan vid 0,5 mm djup. Kloridhalterna är klart förhöjda jämfört med typanalysen.

I sprutbetongen innehållande bas-cement erhöles en svag urlakning av kalcium vid 0,5 mm, men CaO/SiO₂kvoten var oförändrad. För kalcium ser man en tydlig urlakningseffekt jämfört med typanalysen. Natriumhalterna är förhöjda jämfört med typanalysen, vilket tyder på diffusion av natriumjoner från vattnet till betongen. Sulfathalterna är förhöjda, speciellt nära ytan vid 0,5 mm djup. Även här är kloridhalterna klart förhöjda.

Utvärdering av provstängernas korrosionsutseende efter urlakningsförsök

I Figur 8-3 visas korrosionsutseendet efter 92 veckors provning hos provstänger av kolstål som exponerats i tre olika betongcylindrar med en flödes hastighet av 6 ml/timme i tre olika vattenkvaliteter (vattentyp 1, vattentyp 2 och vattentyp 3). Provstängerna har varit delvis ingjutna i betongen. Detta gäller dock inte provstäng C som varit helt ingjuten i betong under hela provningen.



Figur 8-3, Utseendet av provstänger B-J av kolstål exponerade i tre olika betongcylindrar med tre ingående vatten med en omsättnings hastighet av 6 ml/timme av vatten. Provstång C är helt oangripen av röd rost eftersom den har varit helt injuten under provningen.

Som framgår av Figur 8-3 så är provstänger B och D som utsatts för vattentyp 1 betydligt mindre korrosionsangripna än övriga provstänger som utsatts för vatten 2 och 3. Resultaten från utvärderingen av korrosionshastigheten (medelvärde) för provstängerna gav viss variation: 70 för vattentyp 1, 124 $\mu\text{m}/\text{år}$ för vattentyp 2 och 104 $\mu\text{m}/\text{år}$ för vattentyp 3.

Utvärdering av korrosionshastighet hos provstänger av kolstål efter korrosionsprovning i olika vattentyper

Inga stora skillnader kunde påträffas gällande den genomsnittliga korrosionshastigheten hos kolstålsprover av kammstål som exponerats i olika syntetiska grundvatten. Detta gäller både för flödande och stillastående vatten. De relativt små skillnaderna mellan de uppmätta korrosionshastigheterna för kammstålsprover och som exponerats i olika syntetiska bergvatten med olika kloridhalter och sulfathalter är förvånande. Den parameter som tycks ha störst betydelse för korrosionshastigheten är syrekoncentrationen i vattnet. En viss inverkan på korrosionshastigheten hos kolstål har vattnets flödes hastighet.

Vid en jämförelse med den tyska standarden DIN 50 929, del 3 framgår det att de uppmätta genomsnittliga korrosionshastigheterna i både flödande och i stillastående syntetiskt grundvatten inte stämmer med de beräknade värdena i den modifierade tyska standarden. Detta beror på att den tyska standarden till lägger stor vikt vid kloridhalten i vattnet, som styrande parameter för bedömda korrosionshastigheten.

Den tyska standarden är i första hand anpassad för vatten i rörledningar, vilket innebär att den uppskattade korrosiviteten blir högre i stillastående vatten än i flödande vatten. Det avspeglar dock inte verkliga förhållanden i berg med flödande vatten, vilket ofta har en högre korrosionshastighet än stillastående vatten. Detta visas också i vår undersökning, Tabell 8-3.

I denna undersökning, i motsatts till den tyska standarden, har alltså visats att vattnets syrehalt har en större betydelse än kloridhalten.

Tabell 8-3, Korrosionshastigheter enligt den tyska DIN-standard 50 929, del 3 och från nuvarande undersökning

	Stillastående vatten	Stillastående vatten	Flödande vatten	Flödande vatten
	Korrosionshastighet enligt DIN 50 929	Korrosionshastighet från undersökningen	Korrosionshastighet enligt DIN 50 929	Korrosionshastighet från undersökningen
	[µm/år]	[µm/år]	[µm/år]	[µm/år]
Äspövatten	50	60±1	50	65±2
Vattentyp 1	20	76±1	20	90±5
Vattentyp 2	50	70±8	50	83±4
Vattentyp 3	100	66±6	100	83±2

8.5 Slutsats

Vid urlakning i cementpastan är det kalcium från kalciumhydroxiden som tidigt lakas ut och som ger en ökad porositet åt betongen. Ju högre vct (vattencementtal) och ju större vattenflöde man har desto snabbare går urlakningen. En betong med högre vct betyder att betongen är porösare än en betong med lågt vct.

Under pågående urlakning sjunker pH i porlösningen långsamt i början. Då kalciumhydroxiden lakats ur fås en snabb minskning av pH i porlösningen från 12,5 till värden omkring 10. Så pass låga pH-värden kan i sin tur påverka armeringskorrosionen. Porlösningens pH beror också på betongens och cementets sammansättning, t.ex. inblandning av silikapulver sänker pH-värdet.

Även det strömmande vattnets sammansättning har påverkan på betongens urlakning och armeringskorrosionen. Faktorer som påverkar är vattnets alkalinitet, syrehalt, pH, Ca-, alkali-, sulfat- och kloridhalt. Även vattnets magnesiumhalt kan spela roll för cementpastans stabilitet (> 1000 mg/l). (Så höga halter är sällsynta men förekommer t.ex. i SKBs anläggning i Äspötunneln). Kloridhalten och syrehalten påverkar främst armeringskorrosionen.

9 Fältstudier vid Äspö berglaboratorium

I följande avsnitt redovisas projektaktiviteten WP7, som omfattat fältstudier vid Äspö berglaboratorium om sprutbetongdegradering och stålkorrosion med hänsyn grundvattenkemi och mikrobiell aktivitet. Avsnittet baseras huvudsakligen på: Kalinowski M., (2017). "Strukturanalys av sprutbetongprover från Äspötunnel" och Ahlström J., Sederholm B., (2017). "Undersökning av grundvattnets korrosivitet i Äspötunneln". Projektet har sammanställt ytterligare en rapport om ingjutna bultar i perspektiv av korrosion vid Äspö-laboratoriet, se Bilaga 1.

9.1 Undersökning av sprutbetong i Äspötunneln

9.1.1 Bakgrund och Syfte

Undersökningen av sprutbetong vid Äspö berglaboratorium i Oskarshamn är gjord i syfte att se effekter av genomströmning av vatten i sprickor där sprutbetongen är i kontakt med berg.

9.1.2 Genomförande

Uttagna borrhärdar av sprutbetong med avseende på urlakning i extrema grundvattenmiljöer har genomfördes i SKBs regi. Proverna är tagna från Äspötunneln. Sprutbetongen innehåller bindemedel som består av ett sulfatresistent anläggningscement, Degerhamn Anl Std P och är ca 9 år gammal vid provtagningsstillfället. Borrhärdar är tagna från olika ställen i Äspötunneln där man har observerat vattengenomslag i sprutbetongen. En okulär undersökning av sprutbetongen gjordes på plats. Vidhäftningen mellan berg och sprutbetong undersöktes med bomknackningsmetoden i syfte att kontrollera att inget släpp mellan sprutbetong och berg fanns i provtagningsområdena.

Strukturanalys av betongen gjordes i tunnslip med hjälp av polarisationsmikroskop (förstoring upp till 1000 gånger). Prover för tunnslipsanalys tillverkades av betong impregnerad med fluorescerande epoxi. Tunnslipsproverna har en storlek av 45x25 mm och består av områden orienterade vinkelrätt mot sprutbetongens yta.

Uppskattning av vct-ekvivalent gjordes med hjälp av referenstunnslip. Mikrostruktur-analys och analys av kemisk sammansättning hos betongens bindemedel gjordes med hjälp av svepelektronmikroskop (SEM) utrustat med bakåtspridda elektrondetektor (BSE-detektor) och energidispersivt röntgenspektroskop (EDS).

9.1.3 Resultat

Som framgår av resultaten i Tabell 9-1 är både urlakningsfronten och fronten för kemiska angrepp ojämna. Detta beror troligen på små variationer i betongens ursprungliga struktur (mikrosprickor, mängden luftporer, inhomogenitet hos cementpastans kapillära porositet).

Utbredningen hos urlakade och nedbrutna områden i anslutning till relativt smala sprickor (mikrosprickor med bredder $\leq 0,1$ mm) är mycket mindre än i bredare sprickor (≥ 1 mm). Detta visar att sprickbredden har betydelse för omfattningen och påverkan på närliggande cementpasta.

Tabell 9-1 anger utbredning (avstånd till sprickyta) hos områden där cementpastan bedöms vara påverkad av strömmande vatten. Två värden (1 och 2) avser observationer gjorda på endera sidan om sprickan.

Tabell 9-1, Observerade angreppsdjup och urlakning av cementpasta i borrkärnor som utsatts för berggrundvatten i sprickor.

Prov	Kraftig nedbrytning och urlakning av cementpasta	Svag urlakning av cementpasta	Mikrokrackelering i anslutning till spricka (svagt sulfatangrepp)
TASA1017	1: 0,1-1,5 mm 2: 0,1-4,0 mm	1: 2,0-6,0 mm 2: 2,0-3,0 mm	1: 2,0-3,0 mm 2: inte observerad
TASF	1: 0,4-3,0 mm 2: 0,8-1,3 mm	1: 0,1-0,4 mm 2: 1,0-(7,0)* mm	1: inte observerad 2: inte observerad

* Ett område med högre kapillärporositet som är några mm brett och sträcker sig till kanten av tunnslipet. Det är möjligt att det rör sig om inhomogenitet hos cementpasta och inte urlakning.

Från undersökningarna av sprickor i sprutbetong från Äspötunneln kan följande resultat av olika nedbrytningsmekanismer ges:

- Urlakning av kalcium ur cementpastan. Urlakningen blir kraftig när vattnet har en låg halt av kalciumjoner, dvs s.k mjukt vatten. Detta medför i första hand upplösning av $\text{Ca}(\text{OH})_2$ som har kapacitet att buffra lösningen till ett pH-värde kring 12,2 vid låga urlakningshastigheter.
- Inträngning av sulfatjoner i cementpastan. Sulfatjonerna bildar mineralet ettringit under volymökning, vilket medför sprickbildning.
- Inträngning av magnesiumjoner i cementpastan. Magnesiumjonerna substituerar för kalcium i mineralet portlandit ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) och bildar mineralet brucit ($\text{Mg}(\text{OH})_2$) under volymutvidgning, vilket medför sprickbildning. De inträngande magnesiumjonerna har dessutom kapaciteten att substituera för kalcium i cementets huvudkomponent C-S-H. Detta medför en nedbrytning av hela strukturen i cementpastan till en obunden massa.
- Nedbrytningsmekanismernas påverkan på sprutbetongens bindemedel ger områden med kraftigt nedbruten cementpasta närmast sprickytorna.
- Resultaten visar att den huvudsakliga nedbrytande mekanismen i aktuella prover, dvs sprutbetong med sulfatresistent cement, är magnesiumangrepp på cementpastans kalciumsilikathydrat.

9.2 Undersökning av grundvattnets korrosivitet i Äspö- tunneln

9.2.1 Bakgrund

För närvarande finns ingen bra metod att bedöma korrosiviteten hos bergets grundvatten. Bergets grundvatten kan påverka i olika grad metallers korrosionshastighet och beläggningars korrosionsskyddande egenskaper. För bedömning av vattnets korrosivitet för t ex kolstål används oftast den tyska standard DIN 50929, del 3. I denna standard bedöms inverkan från följande kemiska parametrar i vattnet:

- pH-värde
- Alkalinitet (syrakapacitet)
- Kalciumhalt
- Kloridhalt
- Sulfathalt

En ytterligare parameter som tas hänsyn i den tyska standarden vid bedömning av vattnets korrosivitet är om vattnet varit flödande eller stillastående. Den tyska standarden är i första hand anpassad för vatten i rörledningar, vilket innebär att den uppskattade korrosiviteten blir högre i stillastående vatten än i flödande vatten. För ingjutna bergbultar är stillastående vatten dock mindre korrosivt, eftersom det alkaliserar av kringliggande bultbruk. I standarden anges vidare att syrefattigt vatten kan vara korrosivt, vilket beror på avlagringar vilket resulterar i luftningscell (skillnader i syrehalt).

9.2.2 Syfte

Syftet med fältundersökningen var att bestämma berggrundvattnets korrosivitet på kolstål med avseende på kloridkoncentration, vattenflöde och mikrobiell aktivitet. Ytterligare ett syfte är att jämföra berggrundvattnets korrosivitet med den tyska standarden DIN 50929, del 3.

9.2.3 Genomförande

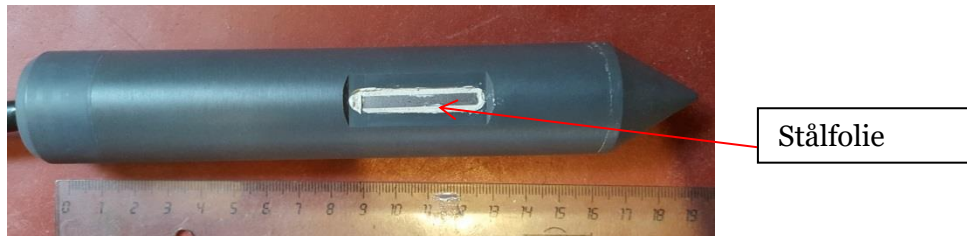
Två olika exponeringar har utförts, dels har stålprover exponerats direkt i borrhål och dels har stålprover exponerats i flödesceller. Stålproverna tillverkades av kallvalsad stålplåt. De stålprover som exponerades direkt i borrhål hade två olika dimensioner. De långa proverna hade dimensionen: 900x24x1 mm och de korta 120x24x1 mm. I varje enskilt borrhål fanns totalt 14 korta stålprover och ett långt stålprov, Figur 9-1.



Figur 9-1, Monterade stålprover på en plywoodskiva som förs in i borrhålet

För att kontinuerligt mäta stålets korrosionshastighet användes en korrosionsgivare, Figur 9-2. Givaren är kopplad till en datalogger via kabel där loggern sitter i ett skåp utanför borrhålet. Givaren exponeras direkt i borrhålet och korrosionen bestäms

kontinuerligt varje timme genom att mäta resistansförändringen hos stålfoliens tjocklek. En minskning av foliens tjocklek innebär en ökning av resistansen vilket kan användas som ett mått på korrosionen. När stålytan korroderar så ökar resistansen i stålfolien och ett värde på den jämna avfrätningen erhålls. För att ta hänsyn till temperaturvariationer så mäts resistansen även på en referenskrets som finns i korrosionsgivaren.



Figur 9-2, Korrosionsgivare för kontinuerliga mätningar av korrosionshastighet.

Stålprover exponerades i sammanlagt fyra olika borrhål. Antingen exponerades prover direkt i borrhålen (borrhål A och B) eller i s.k. flödesceller (borrhål C och D), Figur 9-3. Flödescellerna monterades utanför borrhålet men anslöts via rör så att en cell innehållande stålprover kunde fyllas med grundvatten från berg.

Stålprover av olika storlek exponerades i två olika borrhål där det ena borrhålet hade ett grundvatten med en kloridhalt på 15000 mg/l och ett vattenflöde av 0,09 l/min, (borrhål A). I det andra borrhålet (borrhål B) uppmättes en kloridhalt i grundvattnet till 340 mg/l och ett vattenflöde till 0,21 l/min.



Figur 9-3, Borrhål med installerade prover och korrosionsgivare. Till vänster: borrhål B. Till höger: borrhål A.

I det tredje borrhålet (borrhål C) fastmonterades en flödescell utanför borrhålet. Kloridhalten i grundvattnet i borrhål C uppmättes till 8900 mg/l. I det fjärde borrhålet (borrhål D) fastmonterades en flödescell med ett grundvatten av kloridhalten 5100 mg/l.

Exponeringen av stålprover i flödescellerna påbörjades genom att inledningsvis under en två veckors period långsamt låta grundvatten långsamt flöda igenom flödescellerna för att konditionera systemen och driva ut rester av syrgas ur systemen. Därefter stängdes vattenflödet av. Direkt före stängning och efter två månaders avstängning tog personal vid Äspölaboratoriet ut vattenprov för analys av halten sulfid och sulfat i grundvattnet. Den vattenvolym som analyserades för olika svavelföreningar ska vara den första vattenmängd som togs ut från flödescellerna (ca 100-200 ml).

Efter exponering utvärderades stålprovernans korrosionshastighet med hjälp av upprepad betning.

9.2.4 Resultat

Från undersökningarna i Äspötunneln kan följande resultat ges:

- Samtliga utförda mätningar av korrosionshastigheten hos kolstålprover som exponerats upp till 12 månader i olika typer av grundvatten från berg var låg (< 10 $\mu\text{m}/\text{år}$).

- De låga korrosionshastigheter som uppmätts hos kolstål i samtliga borrhål beror på den låga syrehalten i grundvattnet.
- Den parameter som har haft störst inverkan på korrosionshastigheten är syrehalten i vattnet som var låg. En viss påverkan av grundvattnets flödes hastighet kunde observeras.
- Inverkan av mikrobiell aktivitet på korrosion har inte kunnat påvisas genom att exponera prover i flödeceller.
- Det finns en närvaro av bakterier i borrhål B. På dessa stålytor har en relativt hög svavelhalt uppmätts med SEM. SEM-undersökningen visade vidare att stålytan hade partiklar som liknar utseendet hos vissa typer av bakterier som kan förekomma i dessa miljöer. De uppmätta korrosionshastigheterna visar emellertid inga tecken på att bakterierna har påverkat korrosionen.
- För att i framtiden bestämma grundvattnets korrosivitet i kloridhaltiga grundvatten bör mätningar av grundvattnets syrehalt och flödes hastighet utföras.

10 Diskussion

10.1 Korrosionsaspekter

Kriterier

Före 2012 fanns vattenkemiska kriterier med haltangivelser för när kompletterande skydd av stålmaterial skulle vara obligatoriskt i Trafikverkets tunnlar. Dessa kriterier har dock avlägsnats i de efterföljande föreskrifterna, Trafikverkets tekniska krav Tunnel TRVK-2011 (Trafikverket, 2011a) och Trafikverkets tekniska råd Tunnel TRVR-2011 (Trafikverket 2011b). Nämnda föreskrifter ersattes under år 2016, men inte heller i de nu gällande föreskrifterna Krav Tunnelbyggande TDOK 2016:0231 (Trafikverket, 2016a) och Råd Tunnelbyggande TDOK 2016:0232 (Trafikverket, 2016b) nämns vattenkemiska kriterier för val av stålmaterial.

Vattenkemiska kriterier förekom i de tidigare föreskrifterna BV Tunnel-2005 (Banverket, 2005) och ATB Tunnel-2004 (Vägverket, 2004). Dessa tidigare kriterier definierade och bedömde vattnet som aggressivt mot stål utifrån en äldre publikation från Vägverket (Vägverket, 1993). I BV Tunnel-2005 och ATB Tunnel-2004 ansågs att vatten har korrosiva egenskaper om det uppvisar någon eller några av följande egenskaper:

- pH < 6,5
- vattenhårdhet < 20 mg (Ca+Mg) per liter (totalhårdhet)
- alkalinitet < 1 mekv/l (motsvarar 60 mg HCO₃⁻)
- ledningsförmåga > 100 mS/m

Bakgrunden till ovanstående definition är arbeten som utfördes under 1980-talet av Torsten Johnsson på Korrosionsinstitutet. Arbetena omfattade inspektioner av förzinkade vägtrummor utsatta för korrosion i sötvatten. Målet med utredningen var att ge riktlinjer för när förzinkade ståltrummor behöver ett extra korrosionsskydd utöver förzinkningen. För att få överblickbarhet bestämde man sig för att bara beakta vattenparametrarna pH, hårdhet och alkalinitet i perspektiv av ett flödande vatten. I en rapport (Vägverket, 1993) dras slutsatsen att något extra korrosionsskydd utöver varmförzinkning inte krävs om:

- pH > 6,5
- vattenhårdhet > 20 mg Ca/l
- alkalinitet > 1 mekv/l
- strömningshastighet < 0,5 m/s under större delen av året

Vid ”översättningen” av dessa erfarenheter till förhållanden i berg och vid tillämpning i de tidigare föreskrifterna BV Tunnel-2005 och ATB Tunnel-2004, togs uppgifter om strömningshastighet bort (stillastående vatten) och en uppgift om konduktivitet lades till för att försäkra att vatten med viss salthalt bedöms som aggressivt. Förutom detta måste observeras att Johnssons bedömningskriterier avsåg zink och inte kolstål. För närvarande finns alltså inga definierade krav för att bedöma aggressivt vatten utifrån explicita vattenkemiska parametrar gentemot kolstål i Trafikverkets regelverk.

Klassificering av Vägtunnlar vs. Järnvägstunnlar

Långtidsexponeringar upp till fem år har studerats av Swerea KIMAB (Sederholm, B.,

Pahverk, H., Sjögren L., 2014). Från exponeringarna av framför allt kolstål i olika trafikutrymmen i väg- och järnvägstunnlar visades att den faktiska korrosiviteten är lägre och i vissa fall betydligt lägre (C1-C4) jämfört med vad som anges i TRVK Tunnel-2011 (C5-M); se vidare Tabell 10-1.

Tabell 10-2, Korrosivitetskategori enligt SS-EN ISO 9223:2012 för kolstål vid två olika exponeringsperioder i olika tunnlar.

Provplats	Korrosionshastighet under ett års exponering (medelvärde av tre provplåtar)		Korrosivitetsklass enligt SS-EN ISO 9223:2012 under olika exponeringsperioder		Korrosivitetsklass C5-M enligt Krav Tunnelbyggande, TDOK 2016:0231 motsvarar C5 enligt SS-EN ISO 9223:2012
	Period okt-08-okt-09 µm/år	Period okt-09-okt-10 µm/år	Period okt-08-okt-09	Period okt-09-okt-10	
Lundbytunneln (vägtunnel)	46	60,1	C3	C4	C5-M
Vägtunnel under Öresund	56	71,0	C4	C4	C5-M
Eugeniattunneln (vägtunnel)	32	27,2	C3	C3	C5-M
Järnvägstunnel, Öresund	6,7	5,3	C2	C2	C5-M
Järnvägstunnel, Strängnäs	0,9	2,1	C1	C2	C5-M
Bohus Malmön, Kvarnvik (referensplats)	66	33,1	C4	C3	-

Sammanfattningsvis kan sägas att när det gäller korrosivitetsklassificering av Trafikverkets tunnlar enligt Krav Tunnelbyggande, TDOK 2016:0231, Bilaga 3 i Tabellerna 4-6, så är dessa värden baserade på erfarenheter och avancerade gissningar och inte på kvantitativa undersökningar genom långtidsexponeringar i olika tunnelmiljöer. Korrosivitetsklasserna som idag är angivna i Krav Tunnelbyggande, TDOK 2016:0231 (Trafikverket, 2016a) bör anpassas till verkliga förhållanden.

10.2 Undermarksaspekter på cementbaserade material

Cementbaserade material som exponeras för aggressivt vatten kan bli angripna antingen där reaktionsprodukterna är expansiva och spränger sönder betongen eller där reaktionerna löser upp cementpastan vilket medför att betongen vittrar sönder. De vanligaste orsakerna till skador är:

- urlakning,
- sura angrepp
- sulfatangrepp,
- alkali-silika reaktioner
- frostangrepp, vid tunnelmynningar

För att anpassa sammansättningen på cementbaserade material hänvisar Krav Tunnelbyggnad, TDOK 2016:0231 till standarden SS-EN 206-1 (SIS, 2013). De delar av standarden som berör vattenkemiska förhållanden anger tre nivåer på förhöjd exponering med avseende på kemiska angrepp, XA1-XA3, se Tabell 10-2.

Tabell 10-2, Exponeringsklasser för cementbaserade material med avseende på kemiskt angrepp enligt SS-EN 206-1.

Kemisk komponent	Referensmetod för provning	XA1	XA2	XA3
Grundvatten				
SO ₄ ²⁻ mg/l	EN 196-2	≥ 200 och ≤ 600	> 600 och ≤ 3 000	> 3 000 och ≤ 6 000
pH	ISO 4316	≤ 6,5 och ≥ 5,5	< 5,5 och ≥ 4,5	< 4,5 och ≥ 4,0
CO ₂ mg/l Aggressiv	EN 13577	≥ 15 och ≤ 40	> 40 och ≤ 100	> 100 till mättnad
NH ₄ ⁺ mg/l	ISO 7150-1	≥ 15 och ≤ 30	≥ 30 och ≤ 60	> 60 och ≤ 100
Mg ²⁺ mg/l	EN ISO 7980	> 300 och ≤ 1 000	> 1 000 och ≤ 3 000	> 3 000 till mättnad

Risken för kemiska angrepp på betongkonstruktioner från jord, berg och grundvatten bör kunna utvärderas med hänsyn till parametrar som listas enligt SS-EN 206-1 om stillastående vattenmiljöer avses. Dock kan ifrågasättas om de listade halterna är relevanta i samband med flödande grundvatten, Trägårdh & Bellman (2007).

Enligt Trägårdh & Bellman (2007) kan följande reflektioner göras om inverkan av sulfathaltigt grundvatten på betong. Nedbrytningen av betong från sulfathaltigt vatten i

omgivande miljö, orsakas främst av natrium-, kalium-, kalcium- och magnesiumsulfater. Sulfater i den omgivande miljön kan ha sin källa från jord- och berggrundvatten, havsvatten eller industriell verksamhet. I tunnelmiljö har berggrundens sammansättning en viktig inverka på grundvattnets sammansättning och då framförallt sulfathalten. Sprickmineraliseringar av magnetkis och pyrit är en vanlig orsak till sulfathaltigt berggrundvatten.

Lösligheten av kalciumföreningar i betongens cementpasta, t.ex. portlandit ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) och kalciumsilikathydrater (C-S-H), ökar om vattnet har låga temperaturer mellan 3-10 °C. Om en kritisk koncentration av sulfater förekommer i grundvattnet tillsammans med till exempel magnesium kan cementets kalciumföreningar brytas ner till bland annat brucit ($\text{Mg}(\text{OH})_2$) och thaumasitbildning.

I tunnelmiljöer i Norge har det rapporterats att sprutbetong med kalkstenfiller som ballast har brutits ned och vittrat sönder på grund av berggrundvatten från alunskiffer innehållande sulfatkoncentrationer omkring 240-360 mg/l. Vattnet hade ett pH-värde av ca 3-4 (Justnes, 2002).

På liknande sätt har man i Tyskland funnit att sprutbetong i tunnlar degraderat på ca 30 års tid genom att grundvatten med relativt låga sulfatkoncentrationer, ca 20-50 mg/l och pH 7,8 tillåtit att absorberas igenom den porösa sprutbetongen som var av mycket låg kvalitet. Genom avdunstning av fukt till tunnelatmosfären har sulfater med tiden anrikats till höga koncentrationer i sprutbetongen (Bellman et al., 2005; Bellman et al., 2006).

Om betongen istället för en omsättning av vattnet utsätts för ett stillastående vatten fordras en betydligt högre sulfatkoncentration som mer är i paritet med SS-EN 206-1 där koncentrationer > 600 mg/l SO_4^{2-} klassificeras som måttligt kemiskt aggressiv miljö.

10.3 Miljökonsekvensbeskrivningens koppling till grundvatten-kemiska frågeställningar

Ett delmål med projektet har varit att ge förslag till hur miljökonsekvensbedömningar (MKB:er) i samband med undermarksprojekt skulle kunna förbättras med avseende på vissa korrosions- och degraderingsprocesser. För att klargöra detta har en översiktlig informationssökning genomförts rörande hur och när MKB:er används i samband med undermarksprojekt.

Etablering av undermarksanläggningar innebär i regel en miljöpåverkan av sådan omfattning att det krävs en miljöprovning. Detta innebär att verksamhetens utförande och påverkan behöver utredas och beskrivas. Som en del av denna process behöver b. la. en MKB tas fram.

Syftet med en MKB är att identifiera och beskriva de direkta och indirekta effekter som en planerad verksamhet eller åtgärd kan medföra på följande mottagare, dvs.:

- människor, djur och växter,
- mark, vatten,

- luft, klimat,
- landskap, kulturmiljö,
- hushållningen med mark, vatten och den fysiska miljön i övrigt samt
- annan hushållning med material, råvaror och energi.

Syftet med en MKB är också att möjliggöra en samlad bedömning av effekterna på människors hälsa och miljön. För att få en bild över i vilken utsträckning som vattenkemiska förhållanden beskrivs i samband med tillståndsansökningar för undermarksprojekt gjordes en övergripande genomgång av handlingar (MKB med tillhörande relevanta handlingar) kopplade till ett antal relevanta anläggningsprojekt:

- *Västlänken och Olskroken planskildhet – järnvägstunnel*; PM – hydrogeologi och MKB
- *Tunnelbana Akalla-Barkarby – spårtunnel*; Redogörelse för påverkan på miljö-kvalitetsnormer och PM Hydrogeologi
- *E4 Förbifart Stockholm – vägtunnel*; PM Hydrogeologi
- *Varbergstunneln – järnvägstunnel*; MKB och PM risker avseende föroreningar i samband med schaktarbeten för järnväg väster om Kv Renen
- *Strängnästunneln – järnvägstunnel*; MKB

Frågeställningar som berör vattenkvalitet/vattenkemi i dessa handlingar omfattar:

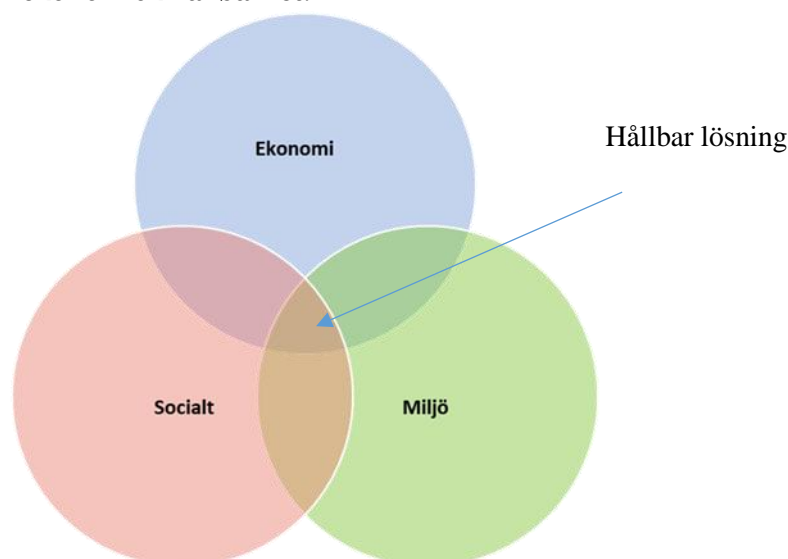
- Allmän kvalitetsförändring av grundvattenkemi pga avsänkning, bla. vattnets aggressivitet
- Påverkan på enskild vattenförsörjning
- Påverkan på recipient vid utsläpp av länsvatten/dräneringsvatten
- Ökad förorenings-spridning vid befintliga mark- och grundvattenföroreningar
- Påverkan på skyddsobjekt (t.ex. fornlämningar, trägrundläggning)
- Påverkan på miljö-kvalitetsnormer

Vid genomgång av de projektrelaterade handlingarna framgår det att vattenkemiska analyser utförts eller planerar utföras inom ramen för kontrollprogram när det föreligger frågeställningar kopplat till påverkansrisk. I ett enstaka fall beskrivs risken att grundvattensänkning kan medföra en påverkan på grundvattenkemi men ingen vidare analys av vattenkemiska förhållanden redovisas. I enstaka fall refereras till att en allmän vattenkemisk karakterisering av grundvatten utförts, analysomfattningen i dessa fall är dock okänd.

Sammantaget finns inga generella krav på vattenkemisk provtagning för de genomgångna projekten, förutom när det föreligger särskilda påverkansrisker och miljöeffekter kopplat till en tillståndsprovning. Detta innebär att för MKB vid undermarksanläggningsprojekt saknas vanligen relevanta vattenkemiska underlag för aktuella frågeställningar.

10.4 Hållbarhetsaspekter

Att belysa vad en industriell verksamhet har för påverkan utifrån ett hållbarhetsperspektiv får allt större utrymme. Hållbar utveckling är ett begrepp som slog igenom i samband med "Brundtlandrapporten" 1987. Hållbarheten gäller tre olika dimensioner: social, miljömässig och ekonomisk hållbarhet.



Under år 2015 antog Förenta Nationernas generalförsamling 17 globala mål för en ekonomiskt, socialt och miljömässigt hållbar utveckling och att verka för att de uppnås till 2030 (Agenda 2030). Vid FNs klimatkonferens i Paris samma år slöts ett nytt globalt klimatavtal. Kärnan i Parisavtalet är att minska utsläppen av växthusgaser, samt att stödja de som drabbas av klimatförändringarnas effekter. En av de viktigaste punkterna i avtalet är att hålla den globala uppvärmningen under två grader (helst under 1,5 grader).

Överanvändning av jordens resurser ökar och idag krävs det 2,8 jordklot för att mätta en genomsnittlig europés konsumtion. Siffran kommer från WWF som vartannat år listar länders ekologiska "fotavtrycksmängd" (avser hektar per person som behövs för att vi ska upprätthålla våra levnadsmönster). Sverige hör till de 15 länder som använder mest av

jordens resurser relativt sin folkmängd. I detta sammanhang kan nämnas att byggbranschens miljöbelastning på samhället och klimatet är uppemot 40% av all konsumtion av råmaterial, energikonsumtion och CO₂ utsläpp.

Vad det gäller de globala hållbarhetsmålen i Agenda 2030 har byggnation och konstruktion av undermarksanläggningar tydligast koppling till 3 av de totalt 17: Mål 7 (Hållbar energi för alla), Mål 9 (Hållbar industri, innovationer och infrastruktur) och Mål 12 (Hållbar konsumtion och produktion).

Undermarkskonstruktioner i form av tunnlar förbrukar stora mängder material och då framförallt betong och stål. Materialåtgången styrs av hur tunneln dimensioneras och bör anpassas till de omgivande vattenkemiska förhållandena. IVA och Sveriges Byggindustrier (2014) har gjort en sammanställning över klimatpåverkan från byggprocessen kopplat till anläggningsprojekt. Rapporten visar att betongvaror, bruk och armering bidrar till 50 % av denna påverkan. Att dimensioneringen av undermarksanläggningar optimeras är därför högst centralt utifrån ett klimatperspektiv. Vattenkemiska förhållanden inför, under och efter byggnation ges ofta ett marginellt utrymme. Genom att mer noggrant studera dessa parametrar samt genom en ökad kunskap om påverkan från olika konstituenterna på betong och stål så borde det finnas utrymme att optimera dimensioneringsprocessen och därigenom bidra till att reducera klimatpåverkan.

Sprutbetong är ett av de mest använda konstruktionsmaterialen i tunnlar och undermarkskonstruktioner i Sverige. Sprutbetongens hållfasthet, livslängd och hållbarhet styrs till stor del av bindemedlets sammansättning. Nuvarande och framtida fokus för sprutbetong kommer att koncentreras på hållbarhet med ett lägre koldioxidavtryck, vilket leder till nya sprutbetongrecept med alternativa bindemedel och återanvända material. Även om sprutbetong appliceras i tunna lager innebär en tunnelavsnitt med traditionellt betongrecept att mycket cement används vilket medför ett inte försumbart koldioxidavtryck på miljön. Redan idag används blandcement av typ II som innebär att tillsatsmaterial av en mängd om ca 15-30 vikt % ingår i recepten (typ II A max 15 % och typ II B max 30 %). I Sverige används traditionellt silikaslurry (ca 5 % av cementvikten) och flygaska (bascement med ca 15 vikt %). I andra europeiska länder används också granulerad masugnsslagg när man vill öka sulfat- och syramotståndet hos sprutbetong. För att minska cementmängden och koldioxidavtrycket i framtiden så är det lämpligt att blandcement med mer än ett alternativt bindemedel används.

Önskemål om utveckling av innovativa klimatneutrala betongkonstruktioner diskuteras oftare inom anläggningssektorn. Den nuvarande dimensioneringsprocessen innebär dock en viss oflexibilitet och försvårar byte av både betongtyp eller utformning av betongkonstruktioner i senare detaljprojekteringsskede och produktion. Det finns därför ett dilemma med att följa de befintliga standarderna för att uppnå tekniska och funktionella krav och samtidigt utforma en konstruktion på ett innovativt sätt och med mindre klimatpåverkan. Genom att förtydliga standarder inom detta område så finns det goda möjligheter att underlätta byggnation av mer ”hållbara” undermarkskonstruktioner och därigenom verka i en riktning i samklang med de globala hållbarhetsmålen.

11 Slutsatser

11.1 Korrosion av stålmaterial

Tre olika laboratorieprovningar har utförts under olika korrosiva förhållanden. I två av provningarna undersöktes kolstål delvis ingjutet i betong medan i den tredje provningen undersöktes enbart kolstål nedsänt i kloridhaltigt vatten.

För delvis ingjutna provstänger av kolstål, visades att:

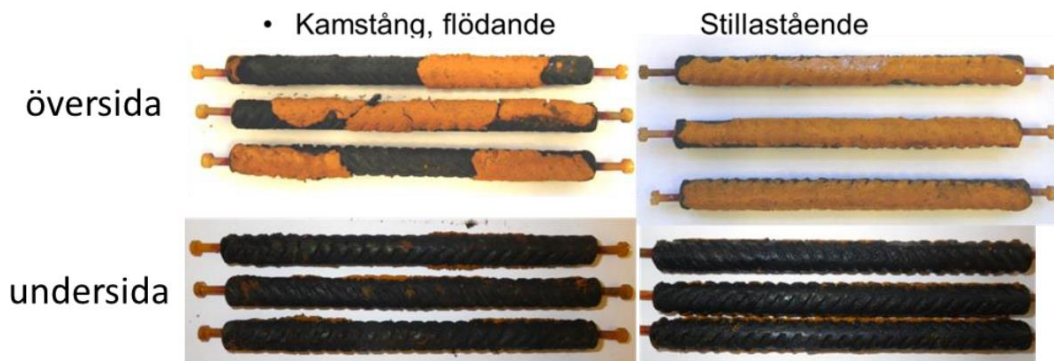
- stillastående kloridhaltigt och alkaliskt vatten ger inte några korrosionsangrepp medan ett flödande icke alkaliskt, kloridhaltigt vatten medför en ökad korrosionshastighet. Ju högre kloridhalt i det flödande vattnet desto högre korrosionshastighet
- partiell ingjutning av kolstål i vattenflöde ger ökad tillgång till syre som i sin tur ökar korrosionshastigheten

För provstänger av kolstål nedsänkta i kloridhaltigt vatten, visades att:

- flödeshastigheten har effekt på korrosionshastigheten. Ju högre flödeshastighet desto högre korrosionshastighet (se t.ex. Figur 11-1).
- Vattnets kloridhalt är av underordnad betydelse när korrosionen sker i syrefattiga miljöer.
- I flödande miljöer har vattnets syrehalt stor betydelse på korrosionshastigheten. Temperaturen hos vattnet påverkar i sin tur syrets löslighet. Kallt vatten har större kapacitet att lösa syre än varmt vatten.

Vid fältförsöken i Äspö berglaboratorium visades att:

- korrosionshastigheten hos kolstålprover som exponerats upp till 12 månader i olika typer av grundvatten från berg var låg ($< 10 \mu\text{m}/\text{år}$).
- de låga korrosionshastigheterna som uppmätts hos kolstål i samtliga borrhål beror på den låga syrehalten i grundvattnet.
- en viss påverkan från flödande grundvatten kunde observeras.
- de uppmätta korrosionshastigheterna hade inga tecken på att bakterierna påverkat korrosionen.



Figur 11-1, Utseendet hos över- och undersida på kamstångsprover efter åtta månaders exponering i s.k. Åspövatten.

11.2 Cementbaserade material

Olika undersökningar som ingår föreliggande rapport har studerat cementbaserade material: en litteratursammanställning om beständighetskrav för sprutbetong, exponeringsexperiment av sprutbetong, lakningstest av injekteringsbruk i kombination med korrosionsstudier samt sprutbetongdegradering i fält.

Från litteraturstudier kan konstateras att:

- På grund av avdunstning från genomsläpplig porös vattenmättad betong kan grundvattnets relativt låga sulfathalter (< 100 mg/l) medföra nedbrytning av cementpasta med tiden. P.g.a. avdunstningen kan höga sulfathalter byggas upp i betongen. Höga sulfathalter i betongen kan innebära nedbrytning av cementpastan p.g.a. thaumasit-, gips- och/eller ettringitbildning.

Laboratorieundersökningarna med utborrade sprutbetongprover och bruksprismor med sprutbetongrecept visade att:

- cement med låg C₃A-halt (klinker i form av trikalciump-aluminat) och/eller tillsats av masugnsslagg, flygaska och silika har en högre motståndskraft mot nedbrytning i sulfathaltig miljö. (Nedbrytningshastigheten från de accelererade provningarna går emellertid inte att översätta till ett tidsförlopp under verkliga förhållanden, eftersom sulfatkoncentrationerna är mycket lägre. Det går inte att utesluta att vissa reaktioner som sker under accelererade förhållanden inte sker under verkliga förhållanden).

Lakningstest av injekteringsbruk i kombination med korrosionsstudier visade att:

- ett flödande vattens sammansättning har påverkan på betongens urlakning (och armeringskorrosionen). De faktorer som påverkar är vattnets alkalinitet, syrehalt, pH, Ca-, alkalimetall-, sulfat- och kloridhalt.

Från undersökningarna av sprickor i sprutbetong från Äspötunneln konstateras att:

- urlakningen blir kraftig när vattnet har en låg halt av kalciumjoner, dvs vid s.k. mjukt vatten. (Detta medför i första hand upplösning av $\text{Ca}(\text{OH})_2$ som har kapacitet att buffra lösningen till ett pH-värde kring 12,2 vid låga urlakningshastigheter).
- den huvudsakliga nedbrytande mekanismen för Äspöprover, dvs sprutbetong med sulfatresistent cement, är magnesiumangrepp på cementpastans kalciumsilikathydrat. (Denna typ av nedbrytning sker när grundvattnets magnesiumhalter överstiger 1000 mg/l vilket är ovanligt i svensk berggrund).

11.3 Grundvattenkemiska utredningar

Vattenkemiska förhållanden i berggrundvatten varierar avsevärt mellan olika platser beroende på berggrund, sprickmineralogi, tidigare glaciationer, jordlagrets geokemi, hydrologiska och hydrogeologiska förhållanden samt biologisk påverkan och klimat. Detta är aspekter som måste bedömas i samband med undermarksbyggande för att erhålla underlag för materialval.

Berggrundens sammansättning påverkar grundvattnets kemiska beskaffenhet på flera olika sätt. Förekomst av kalkitfyllnad i sprickor, kalkhaltiga jordar eller kalksten bidrar generellt till hög alkalinitet och kalcium och högt pH. Tidigare marina transgressioner bidrar till höga kloridkoncentrationer, men ibland också till höga koncentrationer av magnesium och sulfat. Förekomst av gips och pyrit kan bidra till höga sulfathalter. Förekomst av organiskt material under nedbrytning kan innebära att syre förbrukas och att en syrefri miljö bildas, i en del fall med svavelreduktion och metangasbildning.

Berggrundvattnet har ofta långa uppehållstider och relativt stabila vattenkemiska egenskaper under ostörda förhållanden. Vid undermarksbyggande eller grundvattenuttag skapas snabbare flöden och ofta en förändrad vattenkemi med större tidsberoende variationer. Vid exempelvis genomförandeskedet av Hallandsåstunnlarna orsakades kraftigt förhöjda sulfatkoncentrationer, dessa ökade från c:a 20 mg/l till över 200 mg/l. Undermarksbyggande kan påskynda redoxberoende reaktioner sammantidigt som långsamt utbyte med berggrunden (t.ex. silikatvittring) får minskad betydelse. Genom det ökade flödet i berggrunden kan nya blandningsförhållanden skapas och man kan få s.k. upconing av djupliggande salthaltigt vatten, vilka kan utgöras av både relik och marint grundvatten.

Naturliga utströmningsområden för grundvatten kan vara känsliga för påverkan från undermarksbyggande. I genomförda fältstudier har flöden och vattenkemiska förhållanden i bäckar påverkats. Detta har betydelse för grundvattenberoende ekosystem, men kan också innebära ändrade redoxförhållanden i jordlagret med orsakad oxidation av svavel i exempelvis en våtmark. I observerade fall har höga sulfatkoncentrationer, förbrukad alkalinitet och sänkt pH orsakats. I samband med ändrade flödesförhållanden kan ytliga grundvatten snabbt flöda mot en tunnel och orsaka vattenkemiska förändringar. För att kunna förutse grundvattnets kemiska beskaffenhet vid undermarksbyggande har en stegvis metodik föreslagits. Metodiken innehåller tre steg: skrivbordsstudie, fältundersökningar, vattenkemisk modellering. Metodiken beskrivs schematiskt i Figur

11-2 där utgångspunkten är data som kan inhämtas före byggskede av en undermarks konstruktion. I varje steg sker en fördjupning samt bedömning om nästa steg är nödvändigt för att erhålla ett tillräckligt underlag för materialval. För att genomföra prediktion av vattenkemiska förhållanden enligt föreslagen metodik krävs goda kunskaper om geologi och hydrogeologi.



Figur 11-2. Schematisk beskrivning av föreslagen metodik för att prognosticera vattenkemiska förhållanden vid undermarks konstruktioner i syfte att ta fram underlag för materialval.

12 Rekommendationer

Utifrån projektets integrerade delaktiviteter om vattenkemi under mark, cementbaserade material och korrosionsprocesser har målet med föreliggande projekt varit att ge underlag för att utveckla innehållet i vissa standarder för undermarksbyggandet. Detta för att uppfylla funktionella krav på underjordiska anläggningar med avseende på den kemiska miljön och då främst med avseende på grundvattensammansättning. I Sverige är kategorisering av undermarksmiljön, exponeringsklasser, kriterier, krav och råd f.n. (2018) sammanställda av Trafikverket i publikationerna Krav Tunnelbyggande, TDOK 2016:0231 och Råd Tunnelbyggande, TDOK 2016:0232.

Explicita parameterlistor med kriterier uttryckta som kemiska halter för att möta vissa krav vad gäller stålkorrosion och cementmaterials degradering har inte varit möjliga att sammanställa inom projektets ram. Däremot kan nedanstående rekommendationer ges.

När det gäller frågeställningar om korrosion rekommenderas att:

- eftersom Trafikverkets korrosivitetssklassificering av väg- och järnvägstunnlar hänvisar till europeiska standarder bör en uppdatering enligt senare reviderade standarder SS-EN ISO 9223:2012, och SS-EN ISO 12944-2:2017 ske.
- korrosivitetssklasserna som idag är angivna i Krav Tunnelbyggande, TDOK 2016:0231 (Trafikverket, 2016a) anpassas till verkliga förhållanden. Långtidsexponeringar utförda av Swerea KIMAB har t.ex. visat att trafikutrymmen i järnvägstunnlar är betydligt mindre aggressiva ur korrosionssynpunkt än vad som anges i Krav Tunnelbyggande, TDOK 2016:0231.
- när en ny tunnel planeras bör provtagning av grundvattnets kemiska sammansättning bestämmas och prediktioner av framtida kemiska förhållanden genomföras (se nedan). Viktiga parametrar att analysera är:
 - pH-värde
 - Alkalinitet (syrakapacitet)
 - Kalciumhalt
 - Kloridhalt
 - Sulfathalt
 - Halten av löst syre eller någon motsvarande parameter, t.ex. redoxpotential (i praktiken svår att mäta)
- ett fortsatt utredningsarbete genomförs för att ta fram relevanta kriterier för kolstål vad gäller halter för ovanstående föreslagna kemiska parametrar vid flödande respektive stagnant grundvatten i berg
- utifrån en tunnels utformning (bärande huvudsystem och tätning) bör typiska sprickflöden uppskattas med avseende på karaktär (mättat/omättat) och kvantitet
- för att öka relevansen och användbarheten hos den tyska standarden DIN 50929 - del 3, för bedömning av vattnets korrosivitet för t ex kolstål bör standarden

modifieras för grundvatten i berg där hänsyn tas till om vattnet är flödande eller stagnant.

- för att undvika korrosionsskador på ingjutna bergbultar, att läckande vatten i bulthål åtgärdas så att en syrefattigare miljö skapas. I detta sammanhang bör framhållas vikten av att korrosionsskydd av de yttre utstickande bultdelarna utförs korrekt.
- när det gäller vägtunnlar bör man enbart använda höglegerade rostfria stål med en optimal stålqualität så att en teknisk livslängd av 120 år kan uppnås och att underhållsåtgärderna kan minimeras under tunnelns tekniska livslängd.
- om man inte kan garantera att målade metalliska delar i järnvägstunnlar utsätts för läckande vatten, bör höglegerade rostfritt stål med optimal stålqualität användas för att uppnå en teknisk livslängd av 120 år.
- vid förankring av undertak som är svåra att inspektera rekommenderas användning av höglegerade rostfritt stål av stålqualiteten ”duplex”.
- vid betonginkädnad (”lining”) så kan med fördel användas rostfri armering för att minska täcksiktets tjocklek och risken för armeringskorrosion.

När det gäller frågeställningar om cement-/ betongdegradering rekommenderas att:

- risken för kemiska angrepp på betongkonstruktioner från jord, berg och grundvatten utvärderas med hänsyn till parametrar som listas enligt SS-EN 206-1 (se Tabell 10-2) om stillastående vattenmiljöer avses. I detta sammanhang bör det påpekas att sprutbetong inte bör appliceras som alltför tunna förstärkningskikt (i Norge rekommenderas tjocklek > 80 mm) vilket kan innebära större risk för degradering och dålig vidhäftning.
- ett fortsatt utredningsarbete genomförs för att ta fram relevanta kriterier för cement och betong vad gäller halter för parametrar enligt SS-EN 206-1 vid flödande grundvatten i berg
- när en ny tunnel planeras, sker provtagning av grundvattnets kemiska sammansättning för de ämnen som listas i SS-EN 206-1. Tabellen i SS-EN 206-1 bör kompletteras med kalciumhalten. Därefter sker en utvärdering av framtida kemiska förhållanden med hänsyn till tunnelns utformning (se nedan)
- urlakning vid jonsvaga eller kalciumfattiga (< 20 mg/l, Ca) vatten uppmärksammas. Såväl degradering som korrosion kan ske.
- vattenkvalitet vid infiltrationsanläggningar under mark, för att upprätthålla porttryck, anpassas till rådande vattenkemi med avseende på degradering och korrosion.
- välja en lämplig bindemedelsammansättning med avseende på exponeringsmiljö för att hindra nedbrytning, sprickbildning vid risk för inläckage av sulfathaltigt grundvatten. Lämplig bindemedelsammansättning för de olika exponeringsklasserna, A1-A3, ges i SS 137003.
- bedömningar av grundvattnets urlakande förmåga och korrosivitet mot stål kan bedömmas enligt LSI-index (Langlier Saturation Index). När det gäller betongen kan en utvärdering kompletteras med information från Betonghandboken.

När det gäller frågeställningar om grundvattenkemi rekommenderas att:

- en utredningsmetodik i ett förprojekteringsskede tillämpas. Metodiken kan sammanfattas enligt följande:
 1. En **skrivbordsstudie**, bedömningar baserade på geologiska kartor, konceptuella modeller och geografisk lokalisering. Om det bedöms föreligga risker för att de existerande eller framtida vattenkemiska förhållandena kan påskynda nedbrytningen av stål- eller cementbaserade material, kan det behövas kompletterande fältundersökningar.
 2. **Fältundersökningar** som avpassas till plats- och projektspecifika behov. Metodikens andra steg kan antingen leda till en rekommendation för materialval eller till bedömningen att vattenkemisk modellering är nödvändig.
 3. **Vattenkemisk modellering**. Tillvägagångssätt för modellering och val av programvara baseras på metodikens steg 1 och 2. Resultatet av modelleringen används för materialval baserat på vattenkemiska kriterier fastställda m.h.t. risk för nedbrytning eller utfällningar av Fe, Mn eller CaCO₃.

När det gäller hållbarhetsaspekter rekommenderas att:

- eftersom syftet med en MKB är att identifiera och beskriva de direkta och indirekta effekter som en planerad verksamhet eller åtgärd kan medföra på hushållning med material, råvaror och energi, är det relevant att använda MKB som ingång för att i högre grad analysera vattenkemiska parametrar med avseende på korrosions- och degraderingsprocesser och därigenom kunna optimera resurshushållning.
- för att möjliggöra reduktion av klimatpåverkan från betongkonstruktioner så behövs det underlättas att kunna byta betongtyp och utformning av betongkonstruktioner i senare detalj-projekteringsskede och produktion.

Referenser

- Banverket, 2005. BV Tunnel. Publikation BVS 585.40. Banverket HK.
- Bellmann, F., Röck, R., Stark, J., 2005. Thaumasite damage in a shotcrete tunnel lining. In: Cement International, Volume 3 (2005), p. 102-109.
- Bellmann, F., Stark, J., 2006. Formation of thaumasite at low sulfate concentrations. In: Proceedings of the 1st International Workshop on the Service Life Design for Underground Structures, 19.- 20.10.2006, Shanghai, p.117-127.
- Betongföreningen, 2016. Betongrapport nr. 11 – Utgåva 3. Vägledning för val av exponeringsklass enligt SS-EN 206-1.
- Byggtjänst, 1990. Betonghandboken, Material, 1990.
- DIN, 1985. DIN 50 929, part 3, Corrosion of Metals, probability of corrosion of metallic materials when subject to corrosion from the outside (Buried and underwater pipelines and structural components). DIN, Sept. 1985.
- Frogner-Kockum P., Looerents K.-J., Lindgren Å., 2015. Handbok för hantering av sulfidförande bergarter. Trafikverket Rapport 2015:057. Borlänge.
- IVA och Sveriges Byggindustrier, 2014. Klimatpåverkan från byggprocessen. Rapport från IVA och Sveriges Byggindustri.
- Justnes, H., 2002. Thaumasite formed by sulfate attack on mortar with limestone filler. In: Proceedings of the First International Conference on Thaumasite in Cementitious Materials. Building Research Establishment, 2002.
- Sederholm, B. & Almqvist, J., 2011. Korrosion och korrosionsskydd av metalliska material I trafiktunnlar – två års korrosionsprovning i tunnlar. Rapport Swerea KIMAB-2011-133
- SIS, 1998. Färg och lack – Korrosionsskydd av stålkonstruktiner genom målning – Del 2: Miljöklassificering, SS-EN ISO 12944-2:1998.
- SIS, 2005. SS-EN 1992-2:2005, Eurokod 2: Dimensionering av betongkonstruktioner - Del 2: Broar.
- SIS, 2012a. Korrosion hos metaller och legeringar- Atmosfärers korrosivitet – Klassificering, bestämning och uppskattning, SS-EN ISO 9223:2012.
- SIS, 2012b, Korrosion hos metaller och legeringar- Atmosfärers korrosivitet – Riktvärden för korrosivitetskategorierna, SS-EN ISO 9224:2012
- SIS, 2012c. Korrosion hos metaller och legeringar- Atmosfärers korrosivitet – Mätning av miljöparametrar som påverkar atmosfärens korrosivitet, SS-EN ISO 9225:2012.
- SIS, 2012d. Korrosion hos metaller och legeringar- Atmosfärers korrosivitet – Bestämning av korrosionshastighet hos standardprov för utvärdering av korrosivitet, SS-EN ISO 9226:2012.
- SIS, 2013. SS-EN 206-1. Betong – Del 1: Fordringar, egenskaper, tillverkning och överensstämmelse
- SIS, 2015. SS 137003, Betong - Användning av EN 206-1 i Sverige.

- SIS, 2017. Färg och lack – Korrosionsskydd av stålkonstruktiner genom målning – Del 2: Miljöklassificering, SS-EN ISO 12944-2:2017.
- SLVFS, 2013. Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten; SLVFS 2001:30.
- Sveriges geologiska undersökning, 2000. Beskrivning till kartan över grundvattnet i Örebro län. SGU serie Ah nr 20. Uppsala.
- Trafikverket, 2011a. Trafikverkets tekniska krav, TRVK Tunnel 11 Publ nr 2011:087.
- Trafikverket, 2011b. Trafikverkets tekniska råd, TRVR Tunnel 11 Publ nr 2011:088
- Trafikverket, 2014. KRAV. Bestämning av vattens korrosiva egenskaper . TDOK 2014:0249 . Version 1.0 . 2014-07-01.
- Trafikverket, 2016a. Krav Tunnelbyggande, TDOK 2016:0231, Version 1.0, 2016-10-03.
- Trafikverket, 2016b. Råd Tunnelbyggande, TDOK 2016:0232, Version 1.0, 2016-10-03
- Trafikverket, 2018. Krav Brobyggande, TDOK 2016:0204, Version 2.0, 2018-06-20
- Trägårdh J., and Bellmann F., 2007. State-of-the-Art Report of RILEM Technical Committee 205-DSC, RILEM report 38; Chapter 4.3 “Sulphate attack”, p 89-118, in Durability of Self-Compacting Concrete eds. Geert De Schutter and K. Audenaert, 2007, pages 183.
- Vägverket, 1993. Bestämning av vattens korrosiva egenskaper. Publikation 1993:32. Metodbeskrivning 905, 1993.
- Vägverket, 2004. ATB Tunnel 2004. Vägverkets allmänna tekniska beskrivning för bybyggande och förbättring av tunnlar. Publikation 2004:124.

BILAGA 1

Projektets publikationslista

- Ahlström, J. & Sederholm, B., 2017. Undersökning av grundvattnets korrosivitet i Äspötunneln . Rapport KIMAB-2017-179. Swerea KIMAB, Stockholm
- Ahlström J. & Sederholm, B., 2018. Vattenomsättningens betydelse för korrosion på stål i grundvatten. Rapport KIMAB 10162. Swerea KIMAB, Stockholm
- Ericsson L. O., Mossmark F., Norin M., Sederholm B., Trägårdh J., 2019. Konstruktionsförutsättningar för berganläggningar med fokus på den vattenkemiska miljön, korrosion och betongdegradering. BeFo Rapport 187, Stockholm
- Norin M., Mossmark F., Falk, D., Johansson, S., 2019. Deterioration of rock support and water sealing measures in tunnels due to the atmospheric composition – an overview. Chalmers University of Technology, Report.
- Fjällberg L., Sederholm B., Trägårdh J., 2017. Undersökning av hur urlakning i betong påverkar korrosion av kolstål. Uppdragsrapport PX20755-01. CBI Betonginstitutet.
- IVA och Sveriges Byggindustrier, 2014. Klimatpåverkan från byggprocessen. En rapport från IVA och Sveriges Byggindustri.
- Kalinowski M., 2017. Strukturanalys av sprutbetongprover från Äspötunnel. RISE Rapport : PX20755-02. RISE CBI Betonginstitutet.
- Lidén, P., Saglamoglu, S., 2012. Groundwater chemistry and its influence on the selection of construction materials. Chalmers University of Technology, Master's thesis 2012:208.
- Lundgren M., Helsing E., Babaahmadi A., Mueller U., 2018. State-of-the-Art Report on: Material Type, Requirements and Durability Aspects of Sprayed Concrete in Tunnels. RISE Report 2018:08. RISE CBI Swedish Cement and Concrete Research Institute
- Lundgren M., Babaahmadi A., Mueller U., 2018. Exposure experiments in sulfate containing solution, including exposure at low temperature. RISE Report: 2018:09. RISE CBI Swedish Cement and Concrete Research Institute
- Mossmark F., 2014. Prediction of groundwater chemistry in conjunction with underground construction – field studies and hydrochemical modelling. PhD thesis 3802, Chalmers University of Technology.
- Mossmark F, Ericsson LO, Norin M, Dahlström L-O, 2015. Hydrochemical changes caused by underground constructions—a case study of the Kattleberg rail tunnel. Eng Geol 191:86–98.
- Mossmark F, Ericsson LO, Palm F., 2015. Simulations of hydrochemistry affected by tunnelling in crystalline bedrock. In: Proceedings of Modflow and More conference 2015, Colorado School of Mines.
- Mossmark, F., 2014. Hydrogeological Conditions at the F3 Catchment Area, Lake Gårdsjön. Chalmers University of Technology, Report 2014:9.
- Mossmark, F., Annertz, K.K., Ericsson, L.O., Norin, M., 2016. Hydrochemical impact of construction of the western section of the Hallandsås rail tunnel in Sweden. Bull Eng Geol Environ (2016). doi:10.1007/s10064-016-0962-7.

- Mossmark, F., Ericsson, L.O., 2015. Fredrik Mossmark - fördröjd återhämtning av avrinning efter grundvattenpåverkan från uttag i kristallin berggrund (in Swedish). Proceedings Grundvattendagarna conference 2015, Gothenburg.
- Mossmark, F., Ericsson, L.O., Palm, F., 2015. Simulations of hydrochemistry affected by tunneling in the Hallandsås Ridge. Chalmers university of Technology, Engineering Geology research Group, Report 2015:13.
- Mossmark F., Ericsson L. O., 2017. Predictive simulations of hydrochemistry affected by groundwater extraction from crystalline bedrock in the context of tunneling. (scientific journal paper in prep).
- Sederholm, B., Ahlström, J. Trägårdh, J., 2014. Korrosionsprovning av injekterade bergbultar och av provstänger av stål ingjutna i betongblock – resultat av fem års exponering i Äspö-tunneln. KIMAB Rapport 2014-118. Swerea KIMAB.
- Sederholm, B., Fjällberg, L., Selander, A., Trägårdh, J., 2013. Vattenomsättningens inverkan på injekteringsbrukets urlakningshastighet och på bergbultars korrosionshastighet – Laboratorieundersökning. Teknisk rapport nr 118073, Swerea KIMAB.
- Sederholm, B., Pahverk, H., Sjögren L., 2014. Korrosion och korrosionsskydd av metalliska material i trafik-tunnlar- Fem års korrosionsprovning. KIMAB Rapport 2014-113. Swerea KIMAB.
- Sederholm, B., Reuterswärd, P., 2013. Korrosionsprovning av olika typer av bergbultar. BeFo Rapport 127, ISSN-1773. Stockholm.
- Mossmark, F., Lång, L.-O., Norin, M., Wiech, A., 2019. Utvärdering av vattenkemiska data från enskilda och allmänna vattentäkter i Sverige - aggressivitet mot stål- och cementbaserade byggnadsmaterial. Chalmers University of Technology, Report.

BILAGA 2

Exponeringsklasser för betong enligt SS- EN 206-1

Tabell 1. Översiktligt beskrivning av exponeringsklasserna för betong enligt SS-EN 206-1.

Typ av angrepp		Klass	Beskrivning
Ingen risk		X0	Oarmerat utan frost, eller armerat i mycket torr miljö
Korrosion föranledd av karbonatisering		XC1	Torr eller ständigt våt
		XC2	Våt, sällan torr
		XC3	Måttlig fuktighet
		XC4	Cykliskt våt och torr
Korrosion orsakad av klorider	Andra klorider än från havsvatten	XD1	Måttlig fuktighet
		XD2	Våt sällan torr
		XD3	Cykliskt våt och torr
	Havsvatten	XS1	Luftburet salt
		XS2	Ständigt under vatten
		XS3	Tidvatten-, skvalp- och stänkzon
Frostangrepp		XF1	Måttlig vattenmättnad, utan avisningsmedel
		XF2	Måttlig vattenmättnad, med avisningsmedel
		XF3	Hög vattenmättnad, utan avisningsmedel
		XF4	Hög vattenmättnad, med avisningsmedel eller havsvatten
Kemiskt angrepp		XA1	Obetydligt kemiskt aggressiv miljö
		XA2	Måttligt kemiskt aggressiv miljö
		XA3	Starkt kemiskt aggressiv miljö

Tabell 2. Enligt EN 206: 2013 rekommenderas för grundvatten i tunnlar och bergtrum följande gränsvärden och exponeringsklasser för kemiskt angrepp.

Kemisk komponent	Referensmetod för provning	XA1	XA2	XA3
Grundvatten				
SO ₄ ²⁻ mg/l	EN 196-2	≥ 200 och ≤ 600	> 600 och ≤ 3 000	> 3 000 och ≤ 6 000
pH	ISO 4316	≤ 6,5 och ≥ 5,5	< 5,5 och ≥ 4,5	< 4,5 och ≥ 4,0
CO ₂ mg/l aggressiv	EN 13577	≥ 15 och ≤ 40	> 40 och ≤ 100	> 100 till mättnad
NH ₄ ⁺ mg/l	ISO 7150-1	≥ 15 och ≤ 30	≥ 30 och ≤ 60	> 60 och ≤ 100
Mg ²⁺ mg/l	EN ISO 7980	> 300 och ≤ 1 000	> 1 000 och ≤ 3 000	> 3 000 till mättnad
Jord				
SO ₄ ²⁻ mg/kg ^a totalt	EN 196-2 ^b	≥ 2 000 och ≤ 3 000 ^c	> 3 000 ^c och ≤ 12 000	> 12 000 och ≤ 24 000
Surhet Baumann Gully ml/kg	prEN 16502	> 200	Påträffas inte i praktiken	
<p>^a Lerjordar med permeabilitet under 10⁻⁵ m/s kan hänföras till lägre klass.</p> <p>^b Provningsmetoden föreskriver att extraktion av SO₄²⁻ ska ske med saltsyra. Alternativt kan extraktion ske med vatten om erfarenhet av detta föreligger på platsen för betongens användning.</p> <p>^c Gränsen 3 000 mg/kg sänks till 2 000 mg/kg där det finns risk för att sulfationer ackumuleras i betongen till följd av växlande uttorkning och nedfuktning eller kapillärsugning.</p>				
12. Bergrum / tunnlar (vid sulfathaltigt grundvatten kan klass XA1-3 tillkomma)				
Vägtunnel	Zon I	XD3+XF4		
	Zon II	XD1+XF2		
Annant tunnel / bergrum	Utsatt för frost	XC3+XF1		
	Ej utsatt för frost	XC3		

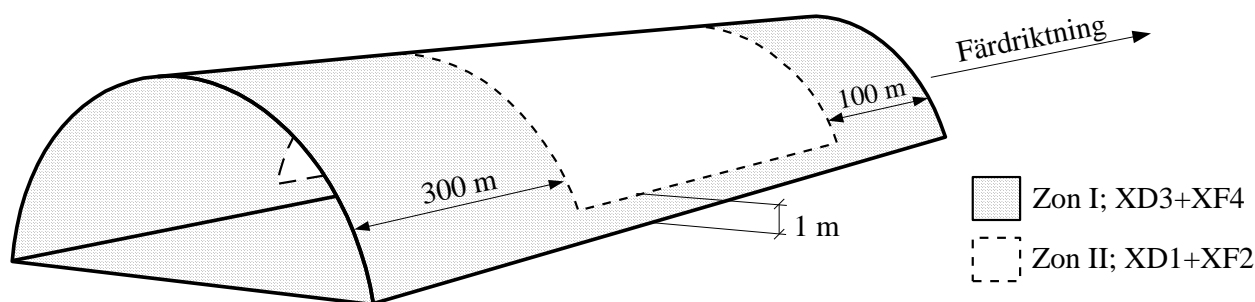


Fig. 1. Definition av exponeringsklasser i en tunnel enligt SS-EN 206:2013.

Tabell 3. Accepterade bindemedelssammansättningar i de olika exponeringsklasserna enligt Tabell 8b i SS 137003:2015).

Kravelement	Exponeringsklass																			
	X0	XC 1	XC 2	XC 3	XC 4	XS 1	XS 2	XS 3	XD 1	XD 2	XD 3	XF 1	XF 2	XF 3	XF 4	XA 1	XA 2	XA 3		
Cement enligt SS-EN 197-1	Alla	I II/A-S II/B-S II/A-D II/A-V II/B-V II/A-LL II/A-M ⁱ⁾ II/B-M ^{g)} III/A	I II/A-S II/B-S II/A-D II/A-V II/B-V II/A-LL II/A-M ⁱ⁾ II/B-M ^{g)} III/A	I II/A-S II/B-S II/A-D II/A-V II/B-V II/A-LL II/A-M ⁱ⁾ II/B-M ^{g)} III/A	I II/A-S II/B-S II/A-D II/A-V II/B-V II/A-LL II/A-M ⁱ⁾ II/B-M ^{g)} III/A	I II/A-S II/B-S II/A-D II/A-V II/B-V II/A-LL II/A-M ⁱ⁾ II/B-M ^{g)} III/A	I II/A-S II/B-S II/A-D II/A-V II/B-V II/A-LL II/A-M ⁱ⁾ II/B-M ^{g)} III/A	I II/A-S II/B-S II/A-D II/A-V II/B-V II/A-LL II/A-M ⁱ⁾ II/B-M ^{g)} III/A	I II/A-S II/B-S II/A-D II/A-V II/B-V II/A-LL II/A-M ⁱ⁾ II/B-M ^{g)} III/A	I II/A-S II/B-S II/A-D II/A-V II/B-V II/A-LL II/A-M ⁱ⁾ II/B-M ^{g)} III/A	I II/A-S II/B-S II/A-D II/A-V II/B-V II/A-LL II/A-M ⁱ⁾ II/B-M ^{g)} III/A	I II/A-S II/B-S II/A-D II/A-V II/B-V II/A-LL II/A-M ⁱ⁾ II/B-M ^{g)} III/A	I II/A-S II/B-S II/A-D II/A-V II/B-V II/A-LL II/A-M ⁱ⁾ II/B-M ^{g)} III/A	I II/A-S II/B-S II/A-D II/A-V II/B-V II/A-LL II/A-M ⁱ⁾ II/B-M ^{g)} III/A	I II/A-S II/B-S II/A-D II/A-V II/B-V II/A-LL II/A-M ⁱ⁾ II/B-M ^{g)} III/A	I II/A-S II/B-S II/A-D II/A-V II/B-V II/A-LL II/A-M ⁱ⁾ II/B-M ^{g)} III/A	I II/A-S II/B-S II/A-D II/A-V II/B-V II/A-LL II/A-M ⁱ⁾ II/B-M ^{g)} III/A	Sulfatresistenta bindemedel se 5.3.2(5)	a)	
Hållfasthetsklass hos cement	≥ 32,5	≥ 32,5	≥ 32,5	≥ 42,5	≥ 42,5	≥ 42,5	≥ 42,5	≥ 42,5	≥ 42,5	≥ 42,5	≥ 42,5	≥ 42,5	≥ 42,5	≥ 42,5	≥ 42,5	≥ 42,5	≥ 42,5	≥ 42,5	≥ 42,5	≥ 42,5
Andel PC-klinker av bindemedel ^{b)}	≥ 30 ^{d)}	≥ 35	≥ 35	≥ 65	≥ 65	≥ 35	≥ 35	≥ 65	≥ 35	≥ 35	≥ 65	≥ 65	≥ 65	≥ 65	≥ 65	≥ 80	≥ 35 ^{e)}	≥ 35 ^{f)}		
Andel av bindemedlet ^{c)}																				
Silikastoft	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10 ^{h)}	a)
Flygaska	≤ 10	≤ 35	≤ 35	≤ 35	≤ 35	≤ 35	≤ 35	≤ 35	≤ 35	≤ 35	≤ 35	≤ 35	≤ 35	≤ 35	≤ 35	≤ 20	≤ 35	≤ 35	≤ 35 ^{h)}	
Slagg	≤ 35	≤ 65	≤ 65	≤ 35	≤ 35	≤ 65	≤ 65	≤ 35	≤ 65	≤ 65	≤ 35	≤ 35	≤ 35	≤ 35	≤ 35	≤ 20	≤ 65 ^{e)}	≤ 35 ^{h)}	≤ 35 ^{h)}	
	≤ 70 ^{e)}																			

a) Bestäms i varje enskilt fall
b) Andel anges som massfraktion i %. Det ska förutsättas att cementtypen i fråga innehåller lägsta möjliga andel portlandcementklinker enligt SS-EN 197-1.
c) Andel anges som massfraktion i %. I denna andel ska både det som ingår som huvudbeståndsdel i cementet och det som tillsätts vid blandningen medräknas. Om ett cement där tillsatsmaterial ingår används ska det förutsättas att det innehåller högsta möjliga andel tillsatsmaterial för cementtypen i fråga enligt SS-EN 197-1.
d) Lägre andel får tillämpas om tillsatsmaterial enbart ingår som huvudbeståndsdel i ett accepterat ordinärt cement enligt SS-EN 197-1 eller i en motsvarande bindemedelskombination med påvisad likvärdig prestanda enligt Bilaga O.
e) Högre andel får tillämpas om tillsatsmaterialet enbart ingår som en huvudbeståndsdel i ett tillåtet ordinärt cement enligt SS-EN 197-1 eller i en motsvarande bindemedelskombination med påvisad likvärdig prestanda enligt Bilaga O.
f) Gäller endast då tillsatsmaterial kombineras med CEM I-SR0 eller CEM I-SR3 enligt SS-EN 197-1 eller cement som uppfyller SS 134204.
g) Endast cement med S, V eller D.
h) Endast cement med S eller V.
i) Endast cement med S, V, D eller LL.
k) Endast cement med S, V eller LL.
ANM. För att minimera risken för bildning av det svällande mineralet thaumasit bör cement innehållande kalkstensfiller som en huvudbeståndsdel (beteckning LL och i vissa fall M) undvikas i betong i marin miljö längs västkusten och i Öresund. För ”lining” i bergtunnlar utsatt för grundvattentryck bör dessa cement undvikas när sulfathalten (SO₄²⁻) i vattnet överskrider 200 mg/l.

Tabell 4. Krav för ballastmaterial med avseende på alkalisilikareaktioner (ASR) enligt SS 137003.

Egenskap	Behov av uppgift om prestanda i prestandadeklarationer ^{b)}	Prestandakrav ^{e)}
Alkalisilikareaktivitet	Ja för ballast till betong i klass E2 och E3 enligt bilaga Q i SS 137003.	<p>För naturlig ballast till betong i kategori E2 eller E3 (se bilaga Q i SS 137003) ska en kvantitativ petrografisk analys enligt RILEM AAR-1^{f)} eller likvärdig metod utföras.</p> <p>Om ballasten vid okulär eller mikroskopisk undersökning innehåller</p> <p>a) komponenter som flinta, opal, chert eller amorf kvarts eller</p> <p>b) mer än 15 % långsamt reaktiva eller potentiellt reaktiva partiklar</p> <p>ska ballastens alkalireaktivitet utvärderas^{g)}</p> <p>För ballast av återvunnen betong måste det säkerställas att ursprungsbetongen inte innehåller reaktiv eller reagerande ballast. I de fall det finns krav på begränsad alkalihalt i den nya betongen, ska alkalihalten i ursprungsbetongen bestämmas och medräknas. För ballast av återvunna rivningsmaterial i allmänhet, inklusive glasfiller, är det lämpligt att betrakta ballasten som potentiellt reaktiv, om det inte särskilt har påvisats att den inte är reaktiv.</p>

f) Den kvantitativa petrografiska analysen utförs på tunnslip i mikroskop. För att få ett tillförlitligt statistiskt underlag bör 1000 punkter för fraktionen 0,0063-2 mm och 1000 punkter fördelat på två tunnslip för fraktionen 2-4 mm räknas. Ballast som enbart innehåller grova fraktioner krossas ner och analysen genomförs med 1000 punkter på fraktionen 2-4 mm.

Tabell 5. Karaktärisering av betongens omgivning (jmf. Exponeringsklasser) med avseende på alkalisilikareaktioner i betong enligt SS 137003.

Omgivningskategorier	Beskrivning	Betongens exponering ^{a,b,c}
E1	Torr omgivning skyddad från yttre fukt	Betong inomhus i torra miljöer ^a
E2	Utsatt för utvändig fukt ^b	Betong inomhus i fuktiga miljöer; t.ex. tvätterier, tankar, bassänger Betong utomhus utsatt för fukt från omgivande atmosfär eller från icke-aggressiv mark Betong utsatt för sötvatten Betong som ständigt befinner sig i havsvatten ^c
E3	Utsatt för utvändig fukt plus förvärrande faktorer	Betong utsatt för tösalter Betong utsatt för uppfuktning - uttorkning av havsvatten ^c eller saltstänk Betong som utsätts för frysning och upptining i vått tillstånd Betong utsatt för förhöjda temperaturer i vått tillstånd under längre tid Betongvägar utsatta för belastningsvariationer
<p>^{a)} En torr miljö motsvarar en omgivande relativ fuktighet lägre än 75 % (förekommer normalt endast i byggnader) och som inte utsätts för utvändiga fuktkällor.</p> <p>^{b)} Det kan finnas risk för skadlig ASR i en betong som troligtvis inte kommer att torka ut under sin brukstid, även om den befinner sig i en torr miljö. Bärverksdelar i betong för vilka detta kan vara aktuellt ska hänföras till kategori E2.</p> <p>^{c)} Betong som permanent befinner sig i havsvatten uppvisar inte större risk för ASR än en liknande bärverksdel utsatt för fuktig luft, nedgrävd i mark eller nedsänkt i sötvatten eftersom alkalikoncentrationen i havsvatten är lägre än alkalikoncentrationen i porvattnet i de flesta betonger.</p>		

BILAGA 3

Standarder för korrosivitetsklasser för metaller samt Trafikverkets exponeringsklasser för betong och korrosivitetsklasser för stål i tunnlar

Tabell 1. Korrosionshastighet under första årets exponering för olika korrosivitetskategorier enligt SS-EN ISO 9223:2012

Korrosivitets-kategori / klass	mätt som	Korrosionshastighet (r_{korr}) under första årets exponering			
		Kolstål	Zink	Koppar	Aluminium
C1	$g/m^2, \text{ år}$ $\mu m/\text{år}$	$r_{korr} \leq 10$ $r_{korr} \leq 1,3$	$r_{korr} \leq 0,7$ $r_{korr} \leq 0,1$	$r_{korr} \leq 0,9$ $r_{korr} \leq 0,1$	försumbar -
C2	$g/m^2, \text{ år}$ $\mu m/\text{år}$	$10 < r_{korr} \leq 200$ $1,3 < r_{korr} \leq 25$	$0,7 < r_{korr} \leq 5$ $0,1 < r_{korr} \leq 0,7$	$0,9 < r_{korr} \leq 5$ $0,1 < r_{korr} \leq 0,6$	$r_{korr} \leq 0,6$ $r_{korr} \leq 0,2$
C3	$g/m^2, \text{ år}$ $\mu m/\text{år}$	$200 < r_{korr} \leq 400$ $25 < r_{korr} \leq 50$	$5 < r_{korr} \leq 15$ $0,7 < r_{korr} \leq 2,1$	$5 < r_{korr} \leq 12$ $0,6 < r_{korr} \leq 1,3$	$0,6 < r_{korr} \leq 2$ $0,2 < r_{korr} \leq 0,7$
C4	$g/m^2, \text{ år}$ $\mu m/\text{år}$	$400 < r_{korr} \leq 650$ $50 < r_{korr} \leq 80$	$15 < r_{korr} \leq 30$ $2,1 < r_{korr} \leq 4,2$	$12 < r_{korr} \leq 25$ $1,3 < r_{korr} \leq 2,8$	$2 < r_{korr} \leq 5$ $0,7 < r_{korr} \leq 1,9$
C5	$g/m^2, \text{ år}$ $\mu m/\text{år}$	$650 < r_{korr} \leq 1500$ $80 < r_{korr} \leq 200$	$30 < r_{korr} \leq 60$ $4,2 < r_{korr} \leq 8,4$	$25 < r_{korr} \leq 50$ $2,8 < r_{korr} \leq 5,6$	$5 < r_{korr} \leq 10$ $1,9 < r_{korr} \leq 3,7$
CX	$g/m^2, \text{ år}$ $\mu m/\text{år}$	$1500 < r_{korr} \leq 5500$ $200 < r_{korr} \leq 700$	$60 < r_{korr} \leq 180$ $8,4 < r_{korr} \leq 25$	$50 < r_{korr} \leq 90$ $5,6 < r_{korr} \leq 10$	$5 < r_{korr} \leq 10$ $r_{korr} > 10$

Tabell 2. Korrosiviteten för olika atmosfärsmiljöer enligt SS-EN ISO 9223:2012

Kategori	Korrosivitet
C1	Mycket låg
C2	Låg
C3	Medium
C4	Hög
C5	Mycket hög
CX	Extrem

Tabell 3. Typiska miljöexempel för korrosivitetsklasser enligt ISO 12944-2:1998.

ISO	Typiska miljöexempel
C 1	Inomhus i uppvärmda lokaler Utomhus i öknar, arktiska områden
C 2	Inomhus i ej uppvärmda lokaler Utomhus i områden med låga föroreningar och torra områden
C 3	Inomhus i fuktiga produktionslokaler med måttlig förorening. Kustområden med låg saltdeposition. Måttligt förorenad stads- och industriatmosfär.
C 4	Kemiska produktionslokaler, simhallar. Förorenad stads- och industriatmosfär. Kustområden med måttlig saltdeposition.
C 5 (I+M)	Industriatmosfär med hög föroreningsgrad och hög fuktighet. Kust- och offshore- områden med hög saltdeposition.

Tabell 4 Exponerings- och korrosivitetsklasser i en vägtunnel enligt Krav Tunnelbyggande, TDOK 2016:0231.

		Exponerings- klass för betong- konstruktion	Korrosivitets- klass för stål- konstruktion
Trafikutrymme:			
Vägmiljö	1	XD3 ¹⁾ XF4	C5-M

Övrigt trafikutrymme ²⁾	1	XD1 XF2	C5-M
Sidoutrymme:			
Bakom en inte tätt slutande inklädnad, exempelvis bakom barriärelement	2	XD1 XF3	C5-M
Bakom tätt slutande inklädnad, exempelvis bakom innertak eller innervägg	3	XC3 XF3	C4
Uppvärmat och ventilerat sidoutrymme	4	XC2	C3
Ventilationsutrymme för luft med avgaser	5	XS1 XF3	C5-M
Konstruktion exponerad för dag- eller spolvatten t.ex. rännor, bassänger och pumputrymmen		XD3 XF4	C5-M
Övrigt sidoutrymme	6	XC3 XF3	C4
Utrymnings- eller angreppsväg:			
Utrymnings- eller angreppsväg	7	XC3 XF3	C4

- 1) Baksidor på väggar och tak samt med jord motfyllda baksidor på murar i vägmiljö får antas beläggna i XD1 om inte högre krav gäller för omgivande jord, berg eller vatten.
- 2) Konstruktioner ovanför vägmiljöns utbredning i den inre delen av en längre tunnel, se TRVR Tunnel, Bilaga 102, samt konstruktioner innanför en tät inklädnad. En inklädnad betraktas som tät om den förhindrar att bakomliggande konstruktioner exponeras för luftföroreningar, salt och upprepade frostcykler.

Tabell 5 Exponerings- och korrosivitetsklasser i en järnvägstunnel enligt Krav Tunnelbyggande, TDOK 2016:0231.

		Exponeringsklass för betong- konstruktion	Korrosivitets- klass för stål- konstruktion
Utrymme:			
Trafikutrymme ^{1, 2)}	1	XC ₄ XF ₃	C ₅ -M
Uppvärmat och ventilerat sidoutrymme	2	XC ₂	C ₃
Sidoutrymme bakom tätt slutande inredning, t.ex. innertak och innervägg	3	XC ₃ XF ₃	C ₄
Sidoutrymme bakom en inte tätt slutande inredning, t.ex. akustikskivor	4	XC ₃ XF ₃	C ₅ -M
Utrymningsväg, angreppsväg samt övrigt sidoutrymme, t.ex. ventilationsschakt	5	XC ₃ XF ₃	C ₄

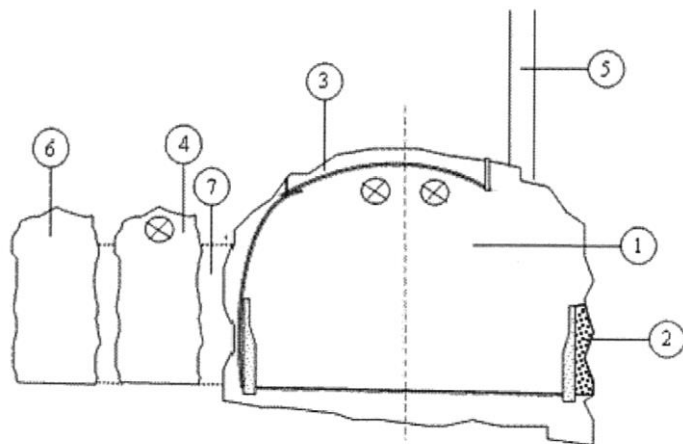
- 1) Gäller även delar belägna under bankroppen samt anläggningsytor eller delar av anläggningsdelar som är belägna utanför tunnelmynningen, till exempel portaler och förskärning i berg
- 2) Om anläggningsdelarna hänförs till vägmiljö tillämpas kraven för vägmiljö.

Tabell 6 Exponerings- och korrosivitetskategorier för konstruktionsdelar i omgivande jord, berg eller vatten enligt Krav Tunnelbyggnade, TDOK 2016:0231.

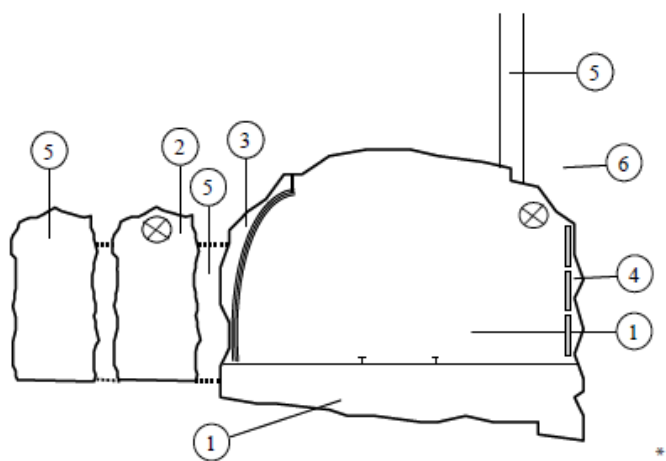
	Exponeringsklass för betongkonstruktion	Korrosivitetsklass för stålkonstruktion
Yta mot omgivande jord och berg:		
Över grundvattenyta	XC ₂ XF ₃ ²⁾	Im ₃ ¹⁾
I sött grundvatten	XC ₂ XF ₃ ²⁾	Im ₃ ¹⁾
I salt eller bräckt grundvatten	XS ₂ XF ₄ ²⁾	Im ₃
I jord eller grundvatten som enligt SS-EN 206-1 innebär risk för kemiskt angrepp	XA ₁ – XA ₃ XF ₄ ²⁾	Im ₃
Yta mot fritt vatten:		
Sött vatten	XC ₂ XF ₃ ²⁾	Im ₁
Havsvatten eller bräckt vatten under LLW -1,0 m	XS ₂ XF ₄ ²⁾	Im ₂
Havsvatten eller bräckt vatten mellan HHW +5 m och LLW -1,0 m	XS ₃ XF ₄ ²⁾	Im ₃

¹⁾ För en konstruktionsdel av stål i berg, som inte innehåller aggressivt vatten, kan korrosivitetsklass Im₁ tillämpas om systematisk förinjektering är genomförd inom aktuellt bergparti eller vid tillräckligt tätt berg där särskilda tätningsåtgärder inte erfordras.

²⁾ För en konstruktionsdel som är frostfritt belägen gäller inte kravet på XF-klass.



Figur 1. Definition av utrymmen i en vägtunnel (Tabell 4)



Figur 2. Definition av utrymmen i en järnvägstunnel (Tabell 5)
en i en järnvägstunnel