



Korrosjonsbeskyttelse - erfaring og ny kunnskap



Norsk Vann Rapport

Det utgis tre typer rapporter:

Rapportserie A

Dette er de opprinnelige hovedrapportene.

Dette kan være:

- Rapportering av prosjekter som er gjennomført innenfor organisasjonens eget prosjektsystem
- Rapportering av spleiselagsprosjekter hvor to eller flere andelseiere i Norsk Vann BA samarbeider for å løse felles utfordringer
- Rapportering av prosjekter som er gjennomført av andelseiere eller andre.
Rapporten vil i slike tilfeller kunne være en ren kopi av originalrapporten eller noe bearbeidet

Fortløpende nummer xx-årstall

Rapportserie B

Dette er en serie for «enklere» rapporter, for eksempel forprosjekter, som vil være grunnlag for videre prosjektvirksomhet mm.

Fortløpende nummer Bxx-årstall

Rapportserie C

Dette er rapporter delfinansiert av Norsk Vann, men som er utgitt av andre.

Fortløpende nummer Cxx-årstall

Forsidefoto:

Christen Ræstad



Norsk Vann BA, Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Tlf: 62 55 30 30 E-post: post@norskvann.no
www.norskvann.no



Prosjekresultatene fra Norsk Vann Rapport (serie A og B) kan fritt benyttes internt i egen organisasjon. Når prosjekresultatene benyttes i skriftlig materiale, må kilde oppgis. Videre salg/ formidling av resultatene utover dette er kun tillatt etter skriftlig avtale med Norsk Vann BA.

Norsk Vanns rapporter utarbeides i samspill mellom rådgiver, styringsgruppe og referansegruppe for prosjektet og er ikke behandlet i Norsk Vanns styrende organer. Norsk Vann har ikke ansvar for feil eller ufullstendigheter som måtte forekomme i rapporten og kan ikke stilles økonomisk eller på annen måte til ansvar for problemer som måtte oppstå som følge av bruk av rapporten.

Norsk Vann Rapport

Ekstrakt

Rapporten gir en oversikt over oppdatert kunnskap og driftserfaringer innen korrosjonsbeskyttelse ved vannbehandling de siste 20 år. Hensikten er å hjelpe vannverkseiere, driftspersonell og rådgivere med å planlegge og drifte vannforsyningssystemet på en slik måte at man opprettholder god vannkvalitet i distribusjonssystemet og derigjennom sikrer best mulig beskyttelse av vannforsyningsinfrastrukturen mot korrosiv nedbrytning. Rapporten inneholder råd om valg og drift av korrosjonsbeskyttende karbonatisering og vannglass dosering, samt om drift av vannforsyningssystemet ut fra råvannskvalitet, materialer i distribusjonssystemet og hvilken vannkvalitet som må opprettholdes i distribusjonssystemet under de gitte forholdene for å unngå innvendig korrosjon av materialer i distribusjonssystemet. Rapporten gir en oversikt over vanlig brukte metoder for korrosjonsbeskyttelse, samt betydningen av å vurdere alle følgende parametere: vannkvalitet, materialtyper, strømningsforhold og drift av vannverket og ledningsnettet for å minimere utviklingen av innvendig korrosjon.

Norsk Vann BA

Adresse: Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Telefon: 62 55 30 30
E-post: post@norskvann.no
Internettadresse: norskvann.no

Rapportens tittel

Korrosjonsbeskyttelse - erfaring og ny kunnskap

Forfattere

Kamal Azrague
Hanne Kvitsand
Stein Wold Østerhus
Hans Jørgen Halvorsen

Rapportnummer: 274/2022

ISBN 978-82-414-0472-6 (elektronisk utg.)

ISSN 1504-9884 (trykt utgave)

ISSN 1890-8802 (elektronisk utg.)

Emneord, norsk

Korrosjonskontroll metoder; Vannbehandling;
Ledningsnett; Vannkvalitet.

Emneord, engelsk

Corrosion control methods; Water treatment;
Pipe network; Water quality

Forord



Mange norske vannverk har i dag inkludert trinn i vannbehandlingen som har som formål å gjøre drikkevannet mindre korrosivt overfor materialer i vannforsyningssystemet. Slik korrosjonskontroll/korrosjonsbeskyttelse skal bidra til å opprettholde god vannkvalitet under drikkevannets transport gjennom vannforsyningsnettet, bidra til å forhindre lekkasjer fra rørene, øke vannrørenes levetid, forenkle driften av ledningsnettet (for eksempel mindre nett-spyling) og dermed redusere kostnadene forbundet med vedlikehold. Det ble arbeidet mye med utvikling og optimalisering av vannbehandlingsmetoder for korrosjonskontroll, hovedsakelig karbonatisering og tilsats av vannglass, på 1980 og 90-tallet. De siste tiårene er det publisert et mindre antall norske forskningsartikler og rapporter.

Temaet korrosjon og korrosjonskontroll er komplisert. Ikke minst fordi det ofte er en kombinasjon av ulike materialvalg i vannledningsnettet og installasjoner hos den enkelte kommune/anleggseier, og de ulike materialene påvirkes forskjellig av vannkvaliteten. En gitt vannkvalitet kan være korrosiv overfor en type material, mens den gir god korrosjonsbeskyttelse for en annen materialtype. Optimal vannkvalitet for å beskytte alle materialtyper i ledningsnettet vil derfor ofte være et kompromiss. Dessuten, korrosjon på metallrør kan være av både kjemisk og mikrobiell karakter. I tillegg til å påvirkes av tradisjonelle korrosjonsparametere som pH, kalsium, alkalitet, klorid og sulfat, så påvirkes korrosjonshastigheten av blant annet temperatur, biofilmvekst, konsentrasjon av naturlig organisk materiale (NOM), strømningsforhold og stagnasjon.

Norsk Vann opprettet i 2019 et prosjekt med målsetting å utgi en samlerapport med oversikt over nyere kunnskap og driftserfaringer fra bruk av vannbehandling for korrosjonskontroll i Norge over de siste 20 år. Resultatet presenteres i denne rapporten. En egen Norsk Vann B-rapport som omhandler erfaringer med tilsats av vannglass for korrosjonskontroll er dessuten i ferd med å ferdigstilles. Hovedpunktene fra den nye vannglass-rapporten er tatt med i denne rapporten.

Det er gjennomført en betydelig utbygging ved norske vannbehandlingsanlegg de siste 20 årene, som har gitt en stor endring i både tradisjonelle korrosjonsparametere og mengden NOM i drikkevannet som leveres fra anleggene. Noen vannverk har dokumentert hvordan

dette har påvirket vannkvaliteten på ledningsnettet, deriblant konsentrasjonen av jern, mangan, kobber, aluminium, osv. hos forbruker, i tillegg til turbiditet og slam i ledningsnettet, behov for spyling av nett, samt konsentrasjon av f.eks. kobber i kloakkslam. Denne dokumentasjonen viser generelt gode effekter av korrosjonskontroll. Det meste av denne dokumentasjonen er imidlertid for ekstremtilfellene (dvs. sammenligning av effekt med og uten korrosjonskontroll). En del vannverk/kommuner sitter nok på mye ubearbeidet data/erfaringer fra siste 20 år som kan bidra til ytterligere innsikt i hvordan vannbehandling, inkludert korrosjonskontroll, og drift av ledningsnett må sees i sammenheng når hele vannforsyningen skal optimaliseres, med fokus på total bærekraft. Det har ikke vært rom for en omfattende sammenstilling av vannkvalitetsdata og driftserfaringer fra norske vannbehandlingsanlegg og tilhørende ledningsnett i dette prosjektet. Det er ønskelig at det gjøres i et oppfølgende arbeid, gjerne med hjelp av traineer

Man innser gjerne kompleksiteten i korrosjonskontroll først når man arbeider med temaet, f.eks. ved planlegging eller utredning av avvik knyttet til korrosjon. En god forståelse av mekanismer og påvirkningsfaktorer må ligge til grunn for å lage brukervennlig veiledning for driftsoperatører.

eller en stipendiat, for å bidra til at kunnskapen om (det kompliserte temaet) korrosjon og korrosjonskontroll opprettholdes og videreutvikles.

Styringsgruppen i prosjektet har bestått av
Lars Hem, Oslo kommune, VAV
Paula Pellikainen, Bergen Vann
Torgunn Sætre, NRV IKS
Jarle Eirik Skaret/Mildrid Solem, Glitrevannverket IKS

Det er også kommet gode innspill til arbeidet fra prosjektets referansegruppe som bestod av Jon Brandt (Asplan Viak), Svein Forberg Liane (Norconsult), Tor Gunnar Jantsch (Oslo kommune, VAV), Elvir Selimotic (Larvik) og Trond Kaulum (Norsk Vann).

Rapporten er skrevet av Kamal Azrague og Hanne Kvitsand (SINTEF), Stein Wold Østerhus (NTNU) og Hans Jørgen Halvorsen (tidligere COWI AS, nå MOVAR IKS).

Norsk Vann ønsker å takke alle som har bidratt.

Oslo, 16. november 2022
Ingun Tryland, Prosjektleder Norsk Vann

Sammendrag

Denne rapporten gir en oversikt over oppdatert kunnskap og driftserfaringer innen korrosjonsbeskyttelse ved vannbehandling de siste 20 år for å hjelpe vannverkseiere, driftspersonell og rådgivere med å planlegge og drifte vannforsyningssystemet på en slik måte at man opprettholder god vannkvalitet i distribusjonssystemet og derigjennom sikrer best mulig beskyttelse av vannforsyningsinfrastrukturen mot korrosiv nedbrytning. Rapporten inneholder råd om valg og drift av korrosjonsbeskyttende karbonatisering og vannglass dosering, samt om drift av vannforsyningssystemet ut fra råvannskvalitet, materialer i distribusjonssystemet og hvilken vannkvalitet som må opprettholdes i distribu-

sjonssystemet under de gitte forholdene for å unngå innvendig korrosjon av materialer i distribusjonssystemet. Rapporten gir en oversikt over vanlig brukte metoder for korrosjonsbeskyttelse, samt betydningen av å vurdere alle følgende parametere: vannkvalitet, materialtyper, strømningsforhold og drift av vannverket og ledningsnettet for å minimere utviklingen av innvendig korrosjon. Til slutt er det tatt med noen forslag til fremtidig forskning ettersom det er behov for mer grundig forståelse av korrosjon og det tilhørende fenomenet.

English summary

**This report is published in Norwegian by
Norwegian Water BA (Norsk Vann BA).**

Address: Vangsvegen 143, NO-2321 Hamar, Norway

Phone: + 47 62 55 30 30

E-mail: post@norsk vann.no

Website: www.norsk vann.no

Report no: 274 – 2022

Report title: Korrosjonsbeskyttelse
– erfaring og ny kunnskap

Date of issue: November 2022

Author: Kamal Azrague
Hanne Kvitsand
Stein Wold Østerhus
Hans Jørgen Halvorsen

ISBN: 978-82-414-0472-6 (electronic edition)

ISSN: 1504-9884 (printed edition)

ISSN: 1890-9248 (electronic edition)

Summary

This report provides an overview of up-to-date knowledge and operational experience in corrosion control within water treatment over the past 20 years.

The report includes recommendations to help water treatment plant owners, operators and consultants to plan and operate the water supply system in such a way that ensures the best possible protection against corrosive degradation of the distribution pipe network.

This report contains guidelines on the selection and operation of corrosion-control methods (carbonation and water glass) based on raw water quality, pipe materials and on the water quality to be maintained within the distribution system to achieve the best conditions to limit internal corrosion. The report provides an overview of commonly used methods for corrosion protection, as well as the importance of considering all following parameters: water quality, material types, flow conditions and operation of the waterworks to minimize the development of internal corrosion. Finally, some suggestions for future research are proposed as more thorough understanding of corrosion and the associated phenomenon is needed.

Innhold

1. Innledning	9	5. Erfaring	31
1.1. Bakgrunn	9	5.1. Kunnskapsgrunnlag	31
1.2. Formål og målgruppe	9	5.1.1. Hvordan har erfaringer blitt innhentet?	31
1.3. Rapportinnhold og avgrensninger	9	5.1.2. Kjenner vannverkseierne korrosjonsparameterne i eget vann?	31
2. Ledningsnett og rørmateriale i Norge	10	5.2. Erfaringer fra distribusjonsnettet og forbrukere	31
2.1. Rørmaterialer oversikt	10	5.3. Erfaring på tvers av metoder for korrosjonskontroll	32
2.2. Hos abonnenter	10	5.4. Erfaring fra ulike metoder	32
3. Generelt om korrosjon i vannforsyningssystem	11	5.4.1. Kalsiumkarbonatfiltre, integrert og separat	32
3.1. Metallkorrosjon	11	5.4.2. CO ₂ -anlegg	34
3.1.1. Jernkorrosjon	11	5.4.3. Lesket kalk og CO ₂	34
3.1.2. Kobberkorrosjon	12	5.4.4. Brent kalk og CO ₂	35
3.2. Korrosjon på sementbaserte materialer	12	5.4.5. Mikronisert marmor og CO ₂	35
3.2.1. Utvasking fra sementmørtel foringer	12	5.4.6. Natronlut	35
3.2.2. Aluminatsement foringer i støpejernsrør	14	5.4.7. Vannglass	35
3.3. Korrosjonskonsekvenser	14	5.5. Andre metoder	36
4. Metoder for korrosjonskontroll	16	5.6. Ønsket kunnskapsløft om korrosjonskontroll	36
4.1. Generelt om korrosjonskontroll	16	6. Relevant forskning om karbonatisering	37
4.2. Anbefalt vannkvalitet for korrosjonskontroll av ulike rørmaterialer	18	7. Relevant forskning om tilsetning av vannglass	39
4.3. Enkel pH-justering	20	8. Knowledge gap – behov for ytterligere forskning	41
4.3.1. Tilsetning av lut (NaOH)	20	Tidligere utgitte rapporter	45
4.3.2. Tilsetning av lut og CO ₂	20		
4.3.3. Bruk av soda og natriumbikarbonat (Na ₂ CO ₃ / NaHCO ₃)	20		
4.4. Karbonatisering	20		
4.4.1. Enkel karbonatisering	21		
4.4.2. Karbonatisering kombinert med koagulering/filtrering	23		
4.5. Vannglass	25		
4.5.1. Generelt om natriumsilikat	25		
4.5.2. Anvendelsesområde	27		
4.5.3. Konstruktiv utforming	27		
4.5.4. Dimensjonering	27		
4.6. Oppsummering - korrosjonskontroll og vannkvalitet	29		
4.7. Korrosjonskontroll og bærekraft	30		

1. Innledning

1.1. Bakgrunn

Mange norske råvannskilder som brukes til drikkevannsforsyning er innsjøer og elver med høyt humusinnhold, lav alkalitet, lav pH og lavt kalsiuminnhold («bløtt vann»). Denne råvannskvaliteten gjør vannet korrosivt overfor materialer i vannforsyningssystemet. Korrosjon av materialer i distribusjonssystemet kan medføre forurensning av drikkevannet som følge av korrosjonsprodukter og/eller innlekking av forurenset vann, økt slitasje og økt lekkasje fra distribusjonssystemet (Norsk Vann, 2005). Mange norske vannverk har derfor behov for vannbehandling for korrosjonskontroll som har til formål å hindre eller redusere korrosjon (Ødegaard, Brandt, Liane, & Østerhus, 2015).

Det ble arbeidet mye med forskning og utvikling av metoder for korrosjonskontroll i norsk vannforsyning på 1980- og 1990-tallet, samt ulike vannkvalitetsparamete-

res innvirkning på korrosjon – oppsummert i (Broo, Berghult, Østerhus, & Hem, 2001). Siden den gang har det skjedd en kunnskapsutvikling både nasjonalt og internasjonalt, blant annet om betydningen av strømningsforhold og biofilmdannelse for korrosjonsdannelse og korrosjonshastighet i ulike materialer brukt i vanninfrastruktur. Det er imidlertid gitt ut få rapporter med oppdatert informasjon om korrosjonskontroll i vannforsyningen ved norske forhold.

Norsk Vann opprettet i 2019 et prosjekt med målsetting å utgi en samlerapport med oversikt over nyere kunnskap og driftserfaringer fra bruk av vannbehandling for korrosjonskontroll i Norge over de siste 20 år. SINTEF AS ble engasjert av Norsk Vann for å utføre arbeidet. Resultatene er sammenstilt i foreliggende rapport.

1.2. Formål og målgruppe

Formålet med rapporten er gi en oversikt over oppdatert kunnskap og driftserfaringer innen korrosjonsbeskyttelse ved vannbehandling de siste 20 år for å hjelpe vannverkseiere, driftspersonell og rådgivere med å planlegge og drifte vannforsyningssystemet på en slik måte at man opprettholder god vannkvalitet i distribusjonssystemet og derigjennom sikrer best mulig

beskyttelse av vannforsyningsinfrastrukturen mot korrosiv nedbrytning.

Målgruppen for rapporten er vannverkseiere, driftspersonell, rådgivere og planleggere ved små og mellomstore vannverk. Rapporten kan også være relevant for større vannverk og analyselaboratorier.

1.3. Rapportinnhold og avgrensninger

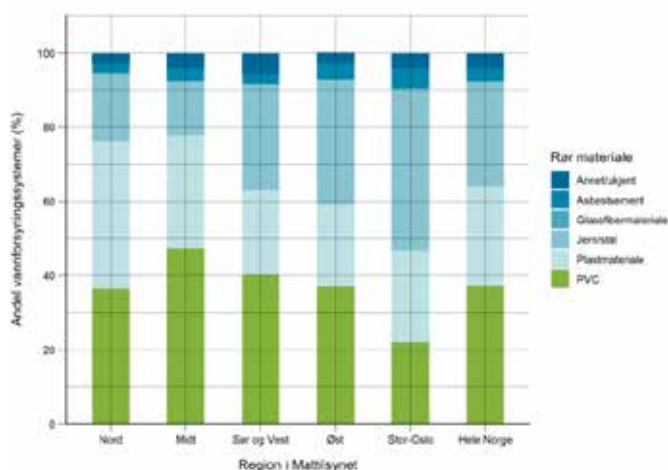
Denne rapporten inneholder råd om valg og drift av korrosjonsbeskyttende metoder og drift av vannforsyningssystemet ut fra råvannskvalitet, materialer i distribusjonssystemet og hvilken vannkvalitet som må opprettholdes i distribusjonssystemet under de gitte forholdene for å unngå innvendig korrosjon av materialer i distribusjonssystemet. Rapporten gir en oversikt over vanlig brukte metoder for korrosjonsbeskyttelse, samt betydningen av vannkvalitet, materialtyper, strømningsforhold og drift av vannverket for å minimere utviklingen av innvendig korrosjon. Rapporten omfatter ikke utvendig¹⁾ korrosjon av materialer.

1) Utvendig korrosjon er ofte relatert til mekanisk påkjenning fra ytre (hydrogeologiske) faktorer rundt VA-ledninger, og kan føre til hurtig ledningsbrudd. Innvendig korrosjon skyldes langsomme kjemiske/mikrobiologiske prosesser.

2. Ledningsnett og rørmateriale i Norge

2.1. Rørmaterialer oversikt

Norge har et vannledningsnett som til sammen er ca. 52 800 km. Det meste av rørmaterialet består av jern og stål eller plastmateriale, mens en mindre andel består av asbestsement (Figur 1). Den største andelen (ca. 45 %) av ledningsnettet ble lagt i perioden 1971 til 2000 og etter 2000 (ca. 25 %) (Mattilsynet, 2019).



Figur 1. Rørmaterialtyper per Mattilsynets regioner, 2018 (Hyllestad et al., 2019).

I dag benyttes tre hovedgrupper av rør i Norge (Figur 1):

- Plastrør: PVC, PE og glassfiberarmert umettet polyester (GUP), utgjør opp mot 50 – 70 % av alle drikkevannsrør i Norge.
- Metallrør: støpejern med og uten innvendig sementmørtelforing, stål og kobber; utgjør ca. 20 – 40 % av norske drikkevannsrør. Støpejern uten sementmørtel-

foring representere ca. 63 % mot 37 % med sementmørtelforing (vurdert fra Mattilsynet, 2019).

- Sementbaserte rør: betong, asbestsement med eller uten innvendig asfaltbelegg

Kort historikk for rørmateriale i Norge (Andersen, 2016):

- Rør i asbestsement består av betongrør armert med asbestfibre. De har vært i bruk i Norge siden 1950-tallet. Materialet har kort levetid fordi det korroderer raskt i kalkfattig norsk vann. Asbestrør medfører ingen helserisiko knyttet til drikkevannet, men ble av arbeidsmiljørelaterte grunner forbudt å bruke i vannledninger i 1976. Bruken har vært begrenset, og under 5 % av vannledningene nasjonalt består av asbestsement.
- Fram til midten av 1970-tallet ble støpejernsrør mye brukt i nye anlegg, og omtrent 28 % av vannledningene i Norge består av jern eller stål, de fleste av støpejern. De eldste er generelt minst beskyttet mot korrosjon. Stålrør er noe bedre beskyttet.
- Vannledninger i plastmaterialer ble vanlig fra 1950 og -60-årene. Fra 1960-årene erstattet de i mange områder bruken av asbestsement. Samlet utgjør rør i polyvinylklorid (PVC), polyetylen og glassfibermaterialer over 64 % av vannledningene i Norge (NORVAR, 2004).
- Stikkledninger er som regel laget av kobber eller PE, og kobber har vært mye brukt i interne ledningsnett i bygninger. Galvanisert stål er mye brukt i gamle stikkledninger.

De største utfordringene med rørene i et ledningsnett er knyttet til korrosjon.

2.2. Hos abonnenter

Kobberrør er mye brukt i abonnentenes eget ledningsnett. Kobber har vært det vanligste materialet i innvendige vannrør i Norge fra 1930-tallet og fram til slutten av 1990-tallet. I dag er kobberrør i stor grad erstattet med PEX-rør lagt i varerør, som inngår i et rør-i-rør-system. Men kobberrør brukes fortsatt ved ombygging og reparasjoner, primært til private stikkledninger og til fordeling av vann inne i bygninger. Kobber montert i riktig miljøforhold har generelt god korrosjonsbestandighet, men det er likevel ikke til å unngå at kobber korroderer under uheldige forhold (SINTEF, 2014).

Galvaniserte rør finnes i eldre eksisterende bygninger og ledningsnett, men har de siste årene blitt fortrent og erstattet av andre og mer moderne materialer. Sink er brukt for å hindre stålet i å korrodere, og sink er heller ikke giftig i små mengder. Dette gjør at mange vannrør for noen år tilbake ble produsert i galvanisert stål. I tillegg, messing som finnes i armatur av kraner og ventiler kan utløse tungmetaller (sink, bly og kadmium).

3. Generelt om korrosjon i vannforsyningssystem

Når korrosjonsprodukter lekker ut i vannfasen kan de forringe vannkvaliteten og gi bruksmessige og/eller helsemessige ulemper for abonnentene. Norsk drikkevann har generelt lave nivåer av mulig helseskadelige korrosjonsprodukter (Norsk Vann, 2005), men ettersom det ikke er kartlagt systematisk i hvilken grad ulike materialer kan påvirke vannkvaliteten anbefales det likevel å la vannet renne i springen før man benytter det til drikke eller matlaging (Andersen, 2016).

Med korrosjon i vannforsyningssystemet menes den nedbrytningsprosessen som materialer i installasjoner i

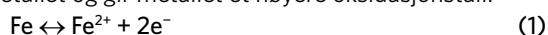
vannforsyningssystemet utsettes for som følge av kvaliteten på drikkevannet som strømmer gjennom ledninger, armatur og andre installasjoner (Norsk Vann, 2005). Selve korrosjonsprosessen kan være enten av kjemisk eller mikrobiell karakter. Felles for begge er at mengde og type korrosjonsprodukter henger sammen med materialkvaliteten på systemkomponenter som brukes i vannforsyningsnett (rør, ventiler, kraner, beskyttelsesbelegg i bassenger etc.) og hvilken vannkvalitet som kommer i kontakt med materialene.

3.1. Metallkorrosjon

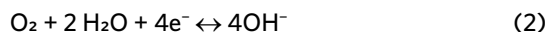
Korrosjon er det generelle navnet på oksidasjon²⁾ av metaller, og kan oppstå når metaller kommer i kontakt med vann (Snoeyink & Wagner, 1996). Korrosjon foregår ved en elektrokjemisk reaksjon mellom et metall og omgivelsene, der metallet oksideres til en mer energimessig gunstig tilstand og går i oppløsning. Metallforbindelsene som løses ut i vannmassen kalles korrosjonsprodukter. Korrosjon er naturens egen metode for å bringe metallene tilbake til den opprinnelige tilstanden. Hvor raskt denne nedbrytingen eller korrosjonen går, er avhengig av de lokale miljøforholdene (korrosiviteten) (SINTEF, 2014).

3.1.1. Jernkorrosjon

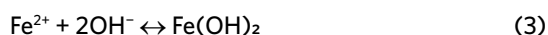
Korrosjon består av to prosesser: anodereaksjon og katodereaksjon (Benjamin et al., 1996). Førstnevnte representerer oksidasjonsreaksjonen som oppløser metallet og gir metallet et høyere oksidasjonstall:



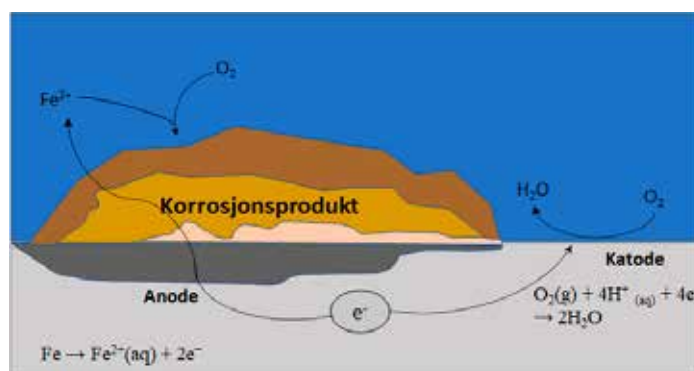
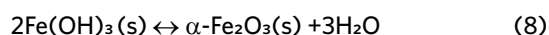
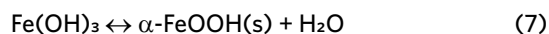
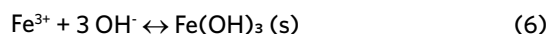
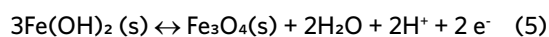
I katodereaksjonen skjer en reduksjon av oksygen:



Korrosjonsprosessen resulterer i elektrisk kretsløp der elektroner beveger seg gjennom metallet fra anoden til katoden, samtidig med at jern (Fe^{2+})- og hydroksid (OH^-)-ionene beveger seg gjennom vannet og reagerer sammen til å danne jernhydroksid (rust):



Avhengig av pH i vannet, kan jernhydroksid reagere videre med oksygen og danne faste korrosjonsprodukter som jernoksid og jernoksidhydroksid (ligninger 4-8) Mengde og type korrosjonsprodukter avhenger sterkt av vannkvalitet, men også av ledningsmaterialer.



Figur 2 Korrosjon av jern i kontakt med vann.

Jernkorrosjon kan enten være av kjemisk eller mikrobiell karakter (Norsk Vann, 2005). Mikroorganismer i ledningsnett kan forårsake såkalt mikrobiell korrosjon. Den trolig

2) Oksidasjon er en kjemisk prosess der elektroner forskyves eller avgis fra ett atom og tilføres ett annet. Atomet som avgir ett elektron øker sitt oksidasjonstall med én, mens atomet som mottar ett elektron reduserer sitt oksidasjonstall; se likning i delkapittel 3.1.1.

viktigste mikrobielle korrosjonsformen, sett med norske øyne, kan forårsakes av bakterien *Gallionella ferruginea* (Norsk Vann, 2005; Andersen, 2016). Ved flekkvis beleggdannelse av *Gallionella*-kolonier i jernledninger får man utløst jern under belegget (groptæring), som oksiderer og stivner til en rustknoll (Norsk Vann, 2005; Andersen, 2016). Sulfatreduserende bakterier kan også bidra i prosessen, og da får man dannet svart jernsulfid. Rustknollene kan gi redusert vannføring i ledningen og innhold av rustpartikler i vannet (Norsk Vann, 2005).

3.1.2. Kobberkorrosjon

Det er kjent at surt vann ($\text{pH} < 7,5$) er korrosivt mot kobber. Korrosjon av kobber i drikkevannsrør skyldes i hovedsak innhold av oppløst oksygen og klor i drikkevannet. Klor er mindre relevant i norsk sammenheng på grunn av generelt lave klorkonsentrasjoner i norsk drikkevann (Vik, 1989). Oksidasjon av kobber involverer en elektronoverføring som danner Cu^+ etterfulgt av dens

utfelling som Cu_2O (Kuprit). Sistnevnte kan også oksideres videre til Cu (II) som kan utfelle som CuO (Tenoritt) ved alkaliske pH-verdier. Kobberkorrosjon kan fortsette som en uniform prosess, eller, til varierende grad, kan det være ujevnt eller lokalisert, noe som kan føre til pitting angrep som noen ganger forårsaker perforering av kobberrør (Snoeyink & Wagner, 1996).

Mikrobiell korrosjon kan også foregå i kobberledninger, som rapportert fra Skottland og Tyskland i forbindelse med varmtvannsforsyningen i store bygninger (Andersen, 2016). Anlegg med temperatur mellom 10 og 50 °C, bløtt vann med lav bufferkapasitet, og med et litt for høyt innhold av lett nedbrytbart organisk stoff (AOS) gir gode forhold for vannbakterier å etablere seg. Dette er en vannkvalitet som er typisk for mange norske drikkevannskilder (Andersen, 2016).

3.2. Korrosjon på sementbaserte materialer

Sementmørtelforinger benyttes for å beskytte duktile støpejernsledninger mot innvendig korrosjon. Ved korrosjon av sement vil ett av de stabile hydratasjonsproduktene³⁾ i sementen, kalsiumhydroksid ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), resultere i høy pH ($>12,5$) i porevannet i sementen. Den høye pH'en i porevannet gjør at sementfôringen bidrar til å beskytte støpejernet mot korrosjon ved at det opprettholdes en så høy pH ved jernoverflaten at jernet ikke korroderer. Dersom kalsiumhydroksidet vaskes ut fra sementen i en slik grad at pH ikke blir tilstrekkelig høy ved jernoverflaten, forsvinner også sementens korrosjonsbeskyttende egenskaper. For å opprettholde korrosjonsbeskyttelsen av jern, må derfor forholdene legges til rette slik at en også reduserer nedbrytingen av sementmørtelforingene.

Det benyttes flere typer sement til innvendig foring av drikkevannsledninger av duktilt støpejern. De vanligste sementtypene i norske drikkevannssystem er Portland-, slagg-, flygeaske- og aluminatsement. Den vanligste sementen å benytte i mørtelforinger i Norge i dag er slaggsement, men også flygeaske og aluminatsement brukes en del. I slagg- og flygeaskesement blir deler av Portlandsementen erstattet med henholdsvis slagg fra metallurgisk industri eller flygeaske fra kullfyrte kraftverk. Dette øker styrken og tettheten til mørtelen, og gir noe lavere innhold av CaO og noe høyere innhold av SiO_2 og Al_2O_3 enn i Portlandsement (Douglas og Merrill 1991;

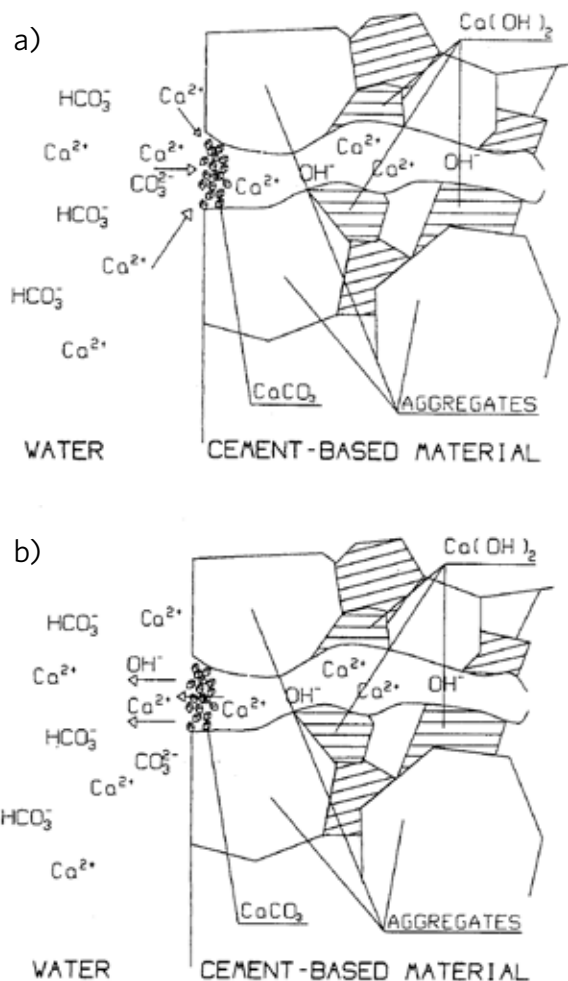
Meland 1995). Aluminatsement er omtalt nærmere nedenfor. Mørtelforingen kan påføres etter tre forskjellige prinsipper; 1) roterende rør; 2) roterende dyse; og 3) manuelt. Ved påføringsmetode 1) fås det et tett sementrikt sjikt på overflaten, mens mørtelen vil være anriket på sand og «grove» tilslagskorn, ofte med forekomst av luftporer, nærmest jernet. Påføringsmetode 2) derimot gir som regel en homogen struktur på mørtelforingen fra overflaten og inn til jernrøret. Metode 1) er vanligst å benytte, men metode 2) blir også brukt.

3.2.1. Utvasking fra sementmørtel foringer

Som nevnt tidligere vil vannet inne i porene i sementmørtelforingen bl.a. være i likevekt med $\text{Ca}(\text{OH})_2$ i sementen. Når røret tas i bruk vil Ca^{2+} og OH^- fra porene i sementen transporteres til drikkevannet, og TIC (Total Inorganic Carbon, som er summen av karbonat forbindelser, dvs. CO_2 , H_2CO_3 , HCO_3^- og CO_3^{2-}), transporteres fra drikkevannet til poreåpningene. Dette resulterer i spontan utfelling av CaCO_3 i pore åpningene, som er vist skjematisk i Figur 3 (Legrand og Leroy 1990; Leroy 1996). Både løseligheten og oppløsningshastigheten til CaCO_3 er vesentlig lavere enn for $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Utfellingen av CaCO_3 vil beskytte sementen fullstendig mot nedbryting hvis to forhold er oppfylt:

3) Hydratasjonsprodukt: produkter som dannes fra sement/vannreaksjonen.

1. Spontan utfelling av CaCO_3 (skjer når $[\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}] > \sim 40 \cdot K_{sp}$). All Ca^{2+} som transporteres ut av porene må inngå i CaCO_3 belegget som dannes.
2. Stabiliteten til CaCO_3 . Dvs. at CaCO_3 belegget ikke må løses opp av drikkevannet.



Figur 3. Eksempel på skisse for interaksjonen mellom vann og sement. a) Utfelling av CaCO_3 i sementens pore åpninger. b) Utvasking fra sementen til vannet (Legrand og Leroy 1990).

Hvorvidt det oppnås helt eller delvis beskyttelse av sementen er avhengig av vannkvaliteten. Nedenfor har en derfor gitt en kort beskrivelse over hva som skjer ved noen typiske vannkvaliteter. Selv om dette er en ideell og modellistisk beskrivelse av hva som skjer, gir den en oversikt over de viktigste mekanismene.

Svært aggressivt vann: Kun en liten del av Ca^{2+} som transporteres ut av porene inngår i CaCO_3 utfellingen ved poreåpningene. Resten transporteres ut i drikkevannet. Utfelt CaCO_3 er heller ikke stabilt og vil løses opp av drikkevannet. Dvs. at hverken forhold 1 eller 2 nevnt ovenfor er oppfylt. Mørtelforingen vil brytes ned, og nedbrytingen kan skje hurtig. Surt og bløtt vann eller vann med høyt innhold av fri CO_2 er eksempler på svært aggressivt vann.

Moderat aggressivt vann: All Ca^{2+} som transporteres ut av porene inngår i CaCO_3 utfellingen ved pore åpningene. Utfelt CaCO_3 er imidlertid ikke stabilt og vil løses opp av drikkevannet. Dvs. at forhold 1 ovenfor er oppfylt, men ikke forhold 2. Mørtelforingen vil brytes ned, men nedbrytingen kan skje relativt langsomt.

Vann i likevekt med CaCO_3 : All Ca^{2+} som transporteres ut av porene inngår i CaCO_3 utfellingen ved pore åpningene, utfelt CaCO_3 er stabil. Dvs. at både forhold 1 og 2 ovenfor er oppfylt. Mørtelforingen vil derfor ikke brytes ned. I tillegg til at vannet er i likevekt med CaCO_3 , må innholdet av TIC være høyt.

Vann med lavt innhold av TIC: Selv om vannet er i likevekt med CaCO_3 , vil ikke all Ca^{2+} som transporteres ut av porene inngå i CaCO_3 utfellingen ved poreåpningene, hvis innholdet av TIC er for lavt. Dette er rett og slett fordi det ikke er tilstrekkelig med karbonat til stede. Det medfører at forhold 1 ovenfor ikke er oppfylt selv om forhold 2 skulle være oppfylt. Mørtelforingen vil da brytes ned og nedbrytingen kan skje relativt hurtig. Er vannet i likevekt med CaCO_3 vil imidlertid nedbrytingen i øvre del av ledningsnettets avta med tiden. Denne forbedringen vil etter hvert gradvis også skje lenger ned i ledningsnettets.

I aggressivt vann vil høy vannhastighet øke nedbrytingshastigheten fordi transporten av Ca^{2+} , OH^- og CO_3^{2-} bort fra sementoverflaten blir høyere. Siden det også fjernes OH^- fra sementen, vil en høy nedbrytingshastighet eller en lang oppholdstid i ledningsnettets kunne føre til svært høye pH-verdier på drikkevannet, spesielt i sure, lavt bufrede vann. Dette problemet er størst den første tiden etter at ledningen er satt i drift, men i enkelte tilfeller kan problemet vare i mange år. Bestandigheten i aggressive miljø til slagg- og flygeaskesement er noe bedre enn Portlandsement fordi innholdet av lett løselig $\text{Ca}(\text{OH})_2$ er lavere. Av samme grunn gir ikke slagg- og flygeaskesement like stor pH-økning på drikkevannet som Portlandsement. På den annen side har Portlandsement høy syrenøytraliseringskapasitet, og det er derfor sannsynlig at pH nær metalloverflaten vil forbli høy i lang tid.

3.2.2. Aluminatsement foringer i støpejernsrør

Aluminatsement er en annen type sement enn de øvrige som er basert på Portlandsement. Den har noe forskjellig hovedsammensetning sammenlignet med mer konvensjonelle sementer. Hovedbestanddelene i en aluminatsement er ca. 40 % Al_2O_3 og ca. 40 % CaO , samt noe jern, mens f.eks. standard Portlandsement inneholder ca. 64 % CaO og ca. 20 % SiO_2 , samt ca. 5 % Al_2O_3 . Siden aluminatsementen inneholder betydelig mindre $\text{Ca}(\text{OH})_2$ enn Portlandsement, har den også lavere syre nøytraliseringskapasitet (Meland 1995). I tillegg til å være i likevekt med $\text{Ca}(\text{OH})_2$, vil porevannet i aluminatsement være i likevekt med Al_2O_3 .

Aluminatsement har god bestandighet i surt vann med $\text{pH} \geq 4$ (Meland 1995), antagelig fordi det dannes en

Al-gel på overflaten og/eller i pore åpningene som reduserer nedbrytingen av sementen. Den antatt gode bestandigheten ved lav pH har ført til at sementen er tatt i bruk av en del norske vannverk som har relativt surt vann. Ved høy pH (>10) reduseres bestandigheten ved at aluminium løses ut fra sementen.

Selv om aluminatsement skulle ha god bestandighet i typiske norske drikkevann, har enkelte uttrykt bekymring for evt. utvasking av aluminium til drikkevannet. Utvasking av aluminium til drikkevannet er selvsagt svært alvorlig selv i relativt små mengder. Det er også stilt spørsmål om en kan forvente høyere aluminium utvasking når pH økes til 8.0 – 8.5 i forbindelse med korrosjonskontroll.

3.3. Korrosjonskonsekvenser

Korrosjon på rørledninger av metall har vært et stort problem i Norge, fordi vi har et vann som i utgangspunktet har relativt lav pH og svært lav bufferevne, samtidig som at vi i stor grad benytter metaller eller sementbaserte materialer i vannforsyningssystemene og som kommer i kontakt med drikkevannet. Denne korrosjonen har medført lekkasjer både innomhus og i nedgravde rørledninger, og har medført at innholdet av tungmetaller og jern i vannet har økt fra behandlingsanlegget og frem til abonnentene. Innenfor gruppen kjemiske korrosjonsprodukter kan nevnes jern, kalsium, kobber, sink, bly og kadmium. I ledninger der det er brukt jern og

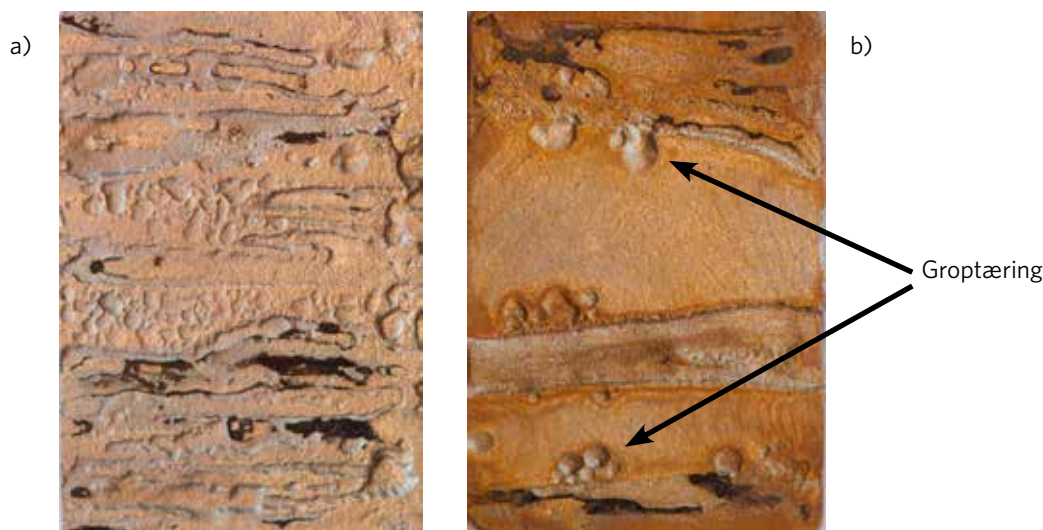
stål kan man ved korrosivt vann få dannet rustknoller og utløst jernoksid, som gjør vannet misfarget og lite egnet til bl.a. drikke og klesvask, men det innebærer ingen helsefare. Kalsiumoksid kan utløses fra sementbaserte ledningsmaterialer og gjøre vannet alkalisk (høy pH). Slikt vann kan gi øyeirritasjon, og ved tilførsel av karbondioksid eller karbonat kan kalsiumet felles ut og gjøre vannet «melkeaktig». De vanligste problemene med korrosjon av de mest brukte rørmaterialene i Norge er oppsummert i Tabell 1.

Tabell 1. Korrosjonskonsekvenser for vanlige rørmaterialer.

Rørmaterialer	Konsekvenser
Ulegerte jern- og stålrør	Økning i konsentrasjonen av løst jern og turbiditet i drikkevannet, rødbrunt vann, og sedimenter. Sistnevnte fører til lav vannhastighet og behov for spyling, eventuelt supplert med pluggkjøring. Hos abonnenter: endring i smak og farge, samt flekker på hvitvask og i sisterner etc. Smitteoffer og utlekkede tungmetaller kan forekomme bundet til uløselige rustpartikler i drikkevannet.
Sementbaserte rør og sementmørtelforede rør	Dersom drikkevannet har lang oppholdstid i slike rør, kan kalk løses ut fra sementen og gi en pH-økning i vannet (>11). Slikt vann kan være øyeirriterende. Dette kan også gi utlekking av metaller og/eller utfelling av CaCO_3 , særlig ved oppvarming av drikkevannet.
Kobberrør	Vann som har stått i ledningene over natten kan inneholde 2 til 3 mg/l kobber eller enda høyere hvis vannet er spesielt korrosivt for kobber. Ved stor vannhastighet (opp mot 1 m/s i sirkulasjonsrør og over 2,5 m/s i andre rør) kan det forekomme alvorlig korrosjon selv om pH har riktig verdi (Andersen, 2016). Økning av konsentrasjon av løst kobber i vannfasen, som kan gi grønnfarging av porselenet i vasken, bitter smak, grønnfarging av blondt hår og gjennomtæring av varmtvannsberedere. Høye kopperkonsentrasjoner kan også føre til diaré hos barn.
Tappearmatur og andre elementer av ledningsnett innomhus	Tungmetallene sink, bly og kadmium kan være brukt i tappearmatur og andre elementer av ledningsnett innomhus. Henstandsvann, dvs. det første vannet som tappes etter at vannet har stått rolig i ledningen en stund, kan inneholde forhøyede konsentrasjoner av tungmetallene sink, bly og kadmium og kan i verste fall være et helsemessig problem.

Det må skilles mellom jevn korrosjon og groptæring/pitting⁴⁾ (Figur 3). Det er mange faktorer som kan påvirke både korrosjonshastigheten og korrosjonsformen (jevn eller groptæring) (Tabell 2). Groptæring starter ved at det dannes flekkvis belegg på metalloverflaten og av etterfølgende anoder som etableres. Dette fører til korrosjon som graver seg stadig lenger inn i godset på røret. Til slutt vil det komme hull i rørveggen og det oppstår lekkasje ut i grunnen. Flekkvis beleggdannelse kan skyldes at humusstoffer fester seg til overflaten, ujevn begroing, eller at løsrevet belegg eller annet suspendert materiale sedimenterer i ledninger med liten gjennomstrømming. Ledningen med groptæring kan være utsatt for forurensning med fremmedvann som kan trenge inn ved trykkfall etter brudd eller ved høyt vannuttak på nettet.

Groptæring skjer for jern og stål rørmaterialer som beskrevet ovenfor, men også for kobberledninger inne i bygninger. Kobber groptæringskorrosjon, som under uheldige driftsforhold kan utvikles veldig raskt, kan føre til lekkasjer med store økonomiske konsekvenser. Omfattende groptæring er påvist i surt vann med relativt mye karbondioksid.



Figur 4. a) Eksempel av stål overflate etter jevn korrosjon; b) Eksempel av stål overflate med groptæring.

Tabell 2. Ulike vannkvalitets-parametere som påvirker korrosjon av ulike ledningsnett-materialer.

Materiale	Overflatekorrosjon - parametere	Groptæring (pitting) - parametere
Sementbasert materiale/betong	pH, alkalitet, kalsium, CO ₂	-
Jern	pH, alkalitet, kalsium, CO ₂ , organisk stoff, Cl ⁻	Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , HCO ₃ ⁻ , pH
Kobber	pH, alkalitet, CO ₂	SO ₄ ²⁻ , pH, alkalitet, temperatur, organisk stoff
Syrefast stål	Bestendig	Syrefast stål= bestandig Annet stål: pH, Cl ⁻
Plast	-	-

Jernkorrosjon er svært kompleks, og det er derfor størst fokus på jernkorrosjon i rapporten.

4) Lokal korrosjon på metallflate slik at det oppstår groper i denne. Groptæring på jern og stål betegnes gravrust.

4. Metoder for korrosjonskontroll

4.1. Generelt om korrosjonskontroll

Drikkevannsforskriften av 04.12.2001 og oppdatert i 2016 stiller krav til vannverkseier om at drikkevannet skal sikres mot forurensning, at drikkevannet skal være helsemessig trygt og at vannforsyningssystemets distribusjonssystem er i tilfredsstillende stand og driftes på en slik måte at bærekraftig bruk av vannressursene oppnås (HOD, 2017). Korrosjon av materialer i distribusjonssystemet kan medføre forurensning av drikkevannet som følge av korrosjonsprodukter og/eller innlekking

av forurenset vann, økt slitasje og økt lekkasje fra distribusjonssystemet.

I forskrift, er det gitt grenseverdier for vannets innhold av mulige korrosjonsprodukter som jern, bly, kadmium og kobber. I tillegg er det stilt krav til enkelte parameter som har betydning for hvor aggressivt vannet er (pH, klorid, sulfat og konduktivitet), med merknad om at vannet ikke skal være korrosivt (Tabell 3).

Tabell 3. Utviklingen i forskriftskravene til korrosjonsparameterne fra 1995-forskriften til fastsatt 2016-forskrift

Korrosjons-parametere	1995-forskrift	Merknad	2002-forskrift	2016-forskrift	Merknad 2002 og 2016
pH	6,5 – 8,5	Største tillatte	6,5 – 9,5	6,5 – 9,5	Ikke korrosivt
Kalsium	15 – 25 mg/l Ca	Veiledende	-	-	-
Alkalitet	0,6 – 1,0 mmol/l	Veiledende	-	-	-
Klorid			200 mg/L	250 mg/L	Ikke korrosivt
Sulfat			100 mg/L	250 mg/L	Ikke korrosivt
Ledningsevne			250 mS/m	250 mS/m, 20°C	Ikke korrosivt

Formålet med korrosjonskontroll er derfor å (Ødegaard et al., 2015):

- forhindre lekkasjer fra rørene som følge av korrosjon
- bidra til å opprettholde god vannkvalitet under drikkevannets transport gjennom vannforsyningsnettet
- øke vannrørenes levetid ved å hindre materialforringelse pga. korrosjon
- forenkle driften av ledningsnettet (for eksempel mindre nett-spyling) og dermed redusere kostnadene forbundet med vedlikehold

Det er tre hovedstrategier som benyttes for korrosjonskontroll i Norge:

- pH-justering (f.eks. med lut)
- Karbonatisering og hardhetsøkning
- Tilsetning av vannglass (natriumsilikat)

Av disse tre er vannglass og ulike varianter av karbonatisering mest brukt i norsk vannforsyning (Tabell 4), mens pH-justering ved tilsetning av kjemikalier⁵⁾ direkte i vannfasen er mindre vanlig. Formålet med å justere/heve vannets pH er å redusere utløsningen av tungmetaller fra armatur og vannledninger som ellers forårsakes av surt vann. Undersøkelser av en del norske vannverk har vist at kravene til pH-verdi kan være vanskelig å overholde og vannets lave bufferevne gjør at pH endrer seg utover ledningsnettet (Andersen, 2016). pH-økning alene gir liten alkalitetsheving og er lite effektivt for materialer der karbonatlikevekten er viktig, som for eksempel sement. pH-justering kan imidlertid være aktuelt i vannforsyningssystem der ledningsnettet består av kun plastmaterialer (Ødegaard et al., 2015). Metoden er lite aktuell for det bløte råvannet som karakteriserer norske drikkevannskilder (Tabell 4).

5) Tilsetningskjemikalier for å øke vannets pH: lesket kalk ($\text{Ca}(\text{OH})_2$, hydratkalk/kalsiumhydroksid), brent kalk (CaO , kalsiumoksid), lut (NaOH , natriumhydroksid) eller soda (Na_2CO_3 , natriumkarbonat).

Tabell 4. Vannbehandlingsmetoder for korrosjonskontroll i Norge. Antall behandlingsanlegg etter vannbehandlingsmetode og antall personer forsynt av anlegget (data fra 2011) (Myrstad et al., 2015).

Antall personer forsynt	Dos. av CO ₂	Lufting	Dos. av alkalier	Vann glass	Marmor-filter
<= 500	5	51	81	74	112
501 - 999	4	16	31	38	36
1 000 - 4 999	13	28	52	67	49
5 000 - 19 999	26	7	25	23	30
≥ 20 000	25	0	15	0	18
Sum anlegg	73	102	204	202	245

Vannglass (natriumsilikat) selges vanligvis oppløst i vann og benyttes til korrosjonskontroll ved at silikatio-nene bidrar til å hindre utfelling av metallioner slik som treverdige jern, og gir dermed mindre vekst av rustknoller i ledninger av jern og stål. Vannglass danner en korro-sjonshindrende hinne av utfelt kiseltsyre og metallsilika-ter på overflater. Hinnen kan også bidra til å løse opp og fjerne belegg i ledningsnett. Effekten av vannglass avhenger bl.a. av kvaliteten på råvannet og materialet som skal beskyttes, og fungerer best i surt og bløtt vann. Nødvendig dose vannglass øker med økende konsentra-sjon av salter, økende hardhet og økende temperatur på vannet som skal behandles. Metoden er enkel, og brukes ved ca. 200 vannverk (Tabell 4) med god effekt. Bruk av vannglass for korrosjonskontroll er grundigere beskrevet i Østerhus (1998a) og Norsk Vann har under utarbeidelse (2022) en egen rapport om korrosjonskon-troll ved tilsetning av vannglass.

veiledende verdier i drikkevannsforskriften (HOD 2017). Dessuten, for å få enda bedre kunnskapsgrunnlag og forståelse av teori og dimensjonering, anbefales det å konsultere rapporten (Østerhus, 1998b).

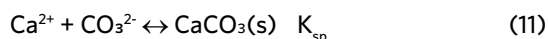
Karbonatisering er en prosess der vannets pH, alkalitet og kalsiumkonsentrasjon justeres slik at det medfører utfelling av et korrosjonsbeskyttende belegg av kalsium-karbonat og korrosjonsprodukter på innsiden av rørene. Ved karbonatisering økes alkaliteten, dvs. at konsentra-sjonen av HCO₃⁻ økes, mens hardhetsøkning er økning av vannets kalsium- og magnesiuminnhold (hhv. Ca og Mg). Hensikten med begge er å øke vannets bufferevne mot pH-endringer og bidra til jevn vannkvalitet utover i ledningsnett. Ved å øke kalsiuminnholdet reduseres korrosjonshastigheten av sementbaserte rør ved at kalsiumkarbonat og korrosjonsprodukter felles ut på innsiden av vannrørene. I tillegg bidrar karbonatisering til å holde jevn pH, slik at utfellingen av tungmetaller blir minst mulig.

De forskjellige metodene for karbonatisering og hardhetsøkning omtales nærmere i kap. 4.3 – 4.6. Informasjonen er hovedsakelig basert på kapittelet om metoder for korrosjonskontroll gitt i Norsk Vann rapport 212/2015 Veiledning for dimensjonering av vannbe-handlingsanlegg (Ødegaard et al., 2015), og oppdaterte

4.2. Anbefalt vannkvalitet for korrosjonskontroll av ulike rørmaterialer

Det er en rekke vannkvalitetsparametere som kan ha betydning for vannets korrosivitet overfor ulike ledningsmaterialer. Eksempler er: pH, kalsium, total karbonat (dvs total uorganisk karbon, TIC) evt. alkalitet, silikat, temperatur, klorid, sulfat, humus og rest klor. Av disse er det pH, kalsium- og det totale karbonatinnholdet som vanligvis justeres i forbindelse med vannbehandling for korrosjonskontroll (karbonatisering). Istedenfor karbonatisering for korrosjonskontroll benyttes det også vannglass (natrium silikat) som korrosjonsinhibitor. I slike tilfeller kan en ikke benytte vanlige betraktninger for vannets korrosivitet, da det vil være pH og silikatkonsentrasjonen (mg SiO₂/l) som justeres.

Ved vurdering av korrosivitet før og etter karbonatisering er det ikke bare verdiene, men også det innbyrdes forholdet mellom pH, kalsium og total karbonat som er svært viktig for vannets korrosivitet. Følgende kjemiske likevekter må da betraktes:



Der H_2CO_3^* er summen av H_2CO_3 og $\text{CO}_2(\text{aq})$. I praksis betraktes H_2CO_3^* som vannets konsentrasjon av fri CO_2 .

Innholdet av total karbonat (TIC) er:

$$\text{TIC} = \text{H}_2\text{CO}_3^* + \text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-} \quad (12)$$

Ligningen for alkalitet, evt. aciditet er også viktig:

$$\text{Alk} = (\text{HCO}_3^-) + 2(\text{CO}_3^{2-}) + (\text{OH}^-) - (\text{H}^+) \quad (13)$$

$$\text{Acid} = 2(\text{H}_2\text{CO}_3^*) + (\text{HCO}_3^-) + (\text{H}^+) - (\text{OH}^-) \quad (14)$$

Det betyr at når en kjenner vannets pH, kalsium og alkalitet (evt. aciditet), kan en beregne innholdet av total karbonat, fri CO_2 , evt. utfelling av CaCO_3 eller hvor langt en er fra en slik utfelling, osv.

Bufferkapasitet (vannets evne til å motstå pH-endring), β , angitt som mengde sterk base som er nødvendig for å endre pH med en enhet (mmol/l · pH-enhet), er også en parameter av betydning for vannets korrosivitet:

$$\beta = d(\text{OH}^-)/d\text{pH} = -d(\text{H}^+)/d\text{pH} \quad (15)$$

I tillegg benyttes det ofte forskjellige vannkvalitets indekser for å angi vannets korrosivitet. Disse er vanligvis relatert til vannets evne til å felle ut CaCO_3 . Indeksene må imidlertid brukes med forsiktighet, da det ikke uten videre er en generell sammenheng mellom utfelling av CaCO_3 og vannets korrosivitet overfor alle typer ledningsmaterialer. De to mest benyttede indeksene er Langlier Indeks (eller Saturation Index), SI, og Aggressivitets Indeksen, AI:

$$\text{SI} = \text{pH} - \text{pH}_s \quad (16)$$

$$\text{AI} = \text{pH} + \log(\text{alk} + \text{Ca}^{2+}) \quad (17)$$

der alk og Ca^{2+} har benevnelse mg CaCO_3 /liter og pH_s = vannets pH ved CaCO_3 likevekt. $\text{SI} < 0$ og $\text{AI} < 10$ anses som korrosivt.

De ulike materialene i ledningsnettet påvirkes forskjellig av vannkvaliteten, og en gitt vannkvalitet kan være svært korrosiv overfor en type material, mens den gir god korrosjonsbeskyttelse for en annen materialtype. Nedenfor har en derfor kort oppsummert hvilke vannkvaliteter som bør tilstrebes for å få god korrosjonsbeskyttelse for de mest aktuelle ledningsmaterialene.

Støpejern

Svært mange parametere har stor betydning for jernkorrosjonen (f.eks. temperatur og innholdet av klorid, sulfat, humus, osv.) foruten pH, alkalitet og kalsium. Det er også delte meninger om hva som er optimal vannkvalitet for å beskytte jern. For å redusere jernkorrosjonen i størst mulig grad (ved justering av pH, alkalitet og kalsium) vil en som oftest anbefale at enten bør buffer kapasiteten være $\beta > \text{ca. } 0.3 \text{ mmol/l} \cdot \text{pH-enhet}$ (men det gir relativt høyt innhold av fri CO_2), eller så bør vannet være i nærheten av CaCO_3 likevekt, f.eks. Driving Force Index (DFI) = $(\text{Ca}^{2+})(\text{CO}_3^{2-})/K_{\text{sp}} > 0.5 - 1.0$ (dvs. relativt høy pH, alkalitet og kalsiumkonsentrasjon).

Sementbaserte materialer (sementmørtelforinger i støpejernsrør, asbestsement, betong, osv.)

For å redusere tæring på sementbaserte materialer bør vannet være i nærheten av CaCO_3 likevekt, dvs. høy pH, alkalitet og kalsiuminnhold. Derfor bør en velge en kombinasjon av pH, alkalitet og kalsium som gir DFI opp mot 1,0 for at tæring på sementbaserte materialer blir

minst mulig. En vil da også unngå et høyt innhold av CO₂ som er aggressivt overfor sement.

Kobber

De to viktigste parameterne ved kobber korrosjon er pH og total karbonat. pH bør være høy (>7,5, helst nær 8,5) og total karbonat innholdet bør være relativt lavt. Dette gir et lavt innhold av fri CO₂, som bør være lavest mulig (<1–2 mg CO₂/l).

Ledningsnett

Optimal vannkvalitet for hele ledningsnettet er derfor avhengig av hvilke materialer en primært ønsker å beskytte. Tabell 5 gir anbefalinger for korrosjonskontroll av ulike rør materialer. Optimal vannkvalitet for å beskytte alle materialtyper i ledningsnettet vil derfor være et kompromiss. En slik kompromiss vannkvalitet kan være et vann med høy pH (pH>8) for beskyttelse av kobber som samtidig er nær CaCO₃-likevekt (DFI=0,5–1,0) for beskyttelse av jern og sementbaserte materialer. En nærmere optimalisering av vannkvaliteten vil ofte være gunstig for å tilpasse korrosjonstiltakene til de lokale forholdene. F.eks. følgende kompromiss vannkva-

litet skulle gi rimelig beskyttelse av de mest aktuelle materialtypene, og vil derfor være et bra utgangspunkt for en evt. optimalisering:

- pH = 8,0 – 8,5
- Alkalitet = 0,6 – 1,0 meq/l
- Kalsium = 15 – 25 mg Ca/l

Hvis det benyttes laveste anbefalte verdi på alle tre parameterne, vil imidlertid DFI bli noe lavere enn anbefalt. DFI=0.5-1.0 vil kunne medføre noe «scaling» i varmtvannssystem. En vannkvalitet med $\beta > \text{ca. } 0.3 \text{ mmol/l} \times \text{pH-enhet}$ (som er gunstig for støpejern) vil normalt være svært korrosiv overfor sementbaserte materialer og kobber.

Alternativt til anbefalte kompromiss vannkvalitet, kan det doseres vannglass som korrosjonsinhibitor.

Uavhengig av hvilken metode og vannkvalitet som benyttes for korrosjonskontroll, vil effekten av behandlingen reduseres vesentlig i de deler av ledningsnettet der vannhastigheten er lav.

Tabell 5. Oppsummerte anbefalinger for korrosjonskontroll av ulike rør materialer

Material	Metode	pH	Alkalitet (mmol/L)	mg Ca/L	mg SiO ₂ /L
Kobber	Karbonatisering	> 7,5	< 0,4 ^a	-	-
	Vannglass	> 7,5	< 0,4 ^a	-	-
Jern	Karbonatisering	7,5 – 8,5 ^b	~ 0,8 – 1,0 ^b	~ 18 – 20 ^b	-
	Vannglass	7,7 – 8,7	-	< ~ 5	10 – 15
Sement	Karbonatisering	8,0 – 8,5 ^b	~ 1,0 ^b	~ 20 ^b	-
	Vannglass	7,7 – 8,5	-	-	10 – 15
Blanding	Karbonatisering	8,0 – 8,5 ^b	~ 1,0 ^b	~ 20 ^b	-
	Vannglass	7,7 – 8,5	-	< ~ 5	10 – 15

- a) Avhengig av pH. Ved høyere pH kan noe høyere alkalitet benyttes (man ønsker å holde konsentrasjonen av fri CO₂ lav).
- b) Bør være litt under kalsiumkarbonatlikevekt (angitt som f.eks Langlier Indeks). Det anbefales at man ikke overstiger likevekt ved 60 °C.

4.3. Enkel pH-justering

4.3.1. Tilsetning av lut (NaOH)

Prinsipp

Lut doseres proporsjonalt med vannmengden ved hjelp av en enkel doseringspumpe og tank til fortynnet løsning. Lut leveres vanligvis i løsninger på 50 % eller i granulert form som kaustisk soda. Lut er sterkt etsende og helsefarlig og må behandles med forsiktighet. Må lagres ved temperatur over 15°C.

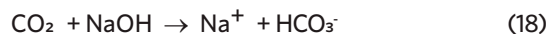
Bruksområde

Metoden har kun virkning på ledningsmaterialer som er avhengig av pH i korrosjonssammenheng. Metoden er kun for vann med lav pH men med alkalitet 0,6 – 1 mmol/l og Kalsiuminnhold mellom 15 – 25 mg/l. I vann med lav bufferevne vil pH verdien endre seg på ledningsnettet.

4.3.2. Tilsetning av lut og CO₂

Prinsipp

Lut og CO₂ doseres proporsjonalt med vannmengden for å justere pH og alkaliteten etter følgende ligning:



Bruksområde

Metoden har virkning på jern, kobber og galvaniserte rør.

4.3.3. Bruk av soda og natriumbikarbonat (Na₂CO₃/ NaHCO₃)

Prinsipp

Soda doseres for å heve pH og gir en liten økning av alkaliteten, mens natriumbikarbonat primært gir en alkalitetsøkning.

Kjemikalier leveres som pulver som er oppløst i en tank og dosert proporsjonalt med vannmengdene. Løsningen må oppbevares i romtemperatur over 10°C.

Bruksområde

Metoden er brukt for å redusere korrosjon av støpejernsrør og kobberrør.

4.4. Karbonatisering

Korrosjonskontroll ved karbonatisering kan oppnås ved å tilsette/løse opp kjemikalier i vann i en slik mengde og konsentrasjon at det felles ut et korrosjonsbeskyttende belegg av kalsiumkarbonat og korrosjonsprodukter på innsiden av rørene. Veileder til forrige utgave av drikkevannsforskriften (Mattilsynet, 2004) anbefalte følgende verdier i drikkevannet for at slik utfelling i rørsystemet skal oppnås:

- pH = 8,0 – 8,5
- alkalitet = 0,6 – 1,0 mmol/l (36 – 60 mg HCO₃⁻/l)
- kalsiumkonsentrasjon = 15 – 25 mg Ca/l

Hverken den nye drikkevannsforskriften (HOD 2017) eller veilederen til denne (Mattilsynet, 2020) innehar anbefalte verdier for disse parameterne i drikkevannet. Det er imidlertid allment akseptert i drikkevannsbransjen at ovennevnte verdier fortsatt er gjeldende.

Forskjellige kjemikalier kan benyttes til karbonatisering og hardhetsøkning, og det er også mulig å kombinere karbonatisering med koagulering/filtrering (Ødegaard et al., 2015):

- Enkel karbonatisering og hardhetsøkning
 - Tilsetning av CO₂ etterfulgt av kalsiumkarbonatfiltre (marmorfiltre)
 - Tilsetning av kalk + CO₂
- Karbonatisering kombinert med koagulering og filtrering
 - Koagulering etterfulgt av 3-media filter (antrasitt/sand/marmor)
 - Koagulering etterfulgt av 2-media filter etterfulgt av separat kalsiumkarbonatfiltre (marmorfiltre)
 - Koagulering etterfulgt av oppstrøms marmorfiltrering
 - Koagulering etterfulgt av filtrering (evt. grovseparasjon + filtrering) med tilsetning av mikronisert marmor (før separasjonstrinnet), CO₂ og lut

Typisk norsk overflatevann med høyt innhold av naturlig organisk materiale medfører som regel behov for å benytte kombinasjonsmetodene, der koagulering/filtreringsleddet bidrar til humusfjerning. Valg av

metode avhenger av råvannskvaliteten til den aktuelle vannkilden som benyttes til drikkevannsforsyningen. Eksempelvis er det for *grunnvann* mest aktuelt med enkel karbonatisering, da grunnvann fra naturens side ofte har lavt innhold av organisk materiale (NOM) – og behøver dermed ingen humusfjerning ved koagulering/filtrering. Følgende nivå for CO₂-innhold er anbefalt for ulike metoder for korrosjonskontroll ved bruk av grunnvann (Ødegaard et al., 2015):

- Karbonatisering: Lufting/avdriving av CO₂ til 12–15 mg CO₂/l etterfulgt av kalsiumkarbonatfiltere
- Tilsetning av lut (NaOH) i mengde tilpasset vannets CO₂-innhold. Dersom CO₂-innholdet er svært høyt, bør CO₂ drives av før lut tilsettes. Ved tilsetning av lut tåles generelt en restmengde CO₂ etter avdriving som er dobbelt så høy som det som aksepteres ved bruk av kalsiumkarbonatfiltere. NB! Grunnvann med høyt CO₂-innhold kan fra naturens side ha lavt kalsiumnivå. Dette betyr at man ved bruk av luttilsetning kan risikere å ikke nå anbefalt kalsiumkonsentrasjon i vannet på forsyningsnettet. Dette kan løses ved å velge karbonatisering ved kalktilsetning fremfor lut.
- Lufting/avdriving av CO₂ til 8–12 mg CO₂/l etterfulgt av vannglassdosering. Dette forutsetter bruk av vannglass med SiO₂:Na₂O forhold på ca. 2,05.

4.4.1. Enkel karbonatisering

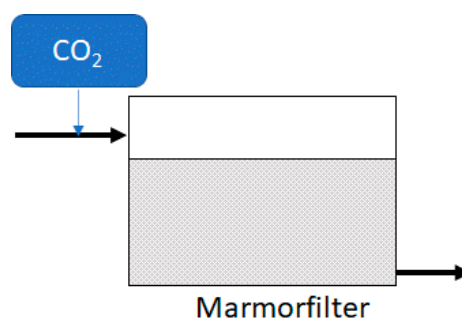
Tilsetning av CO₂ etterfulgt av kalsiumkarbonatfiltere

Prinsipp

Kalsiumkarbonatfilterets hensikt er å sørge for oppløsning av kalsium og karbonat/bikarbonat, og derigjennom å øke vannets bufferevne samt bidra til utfelling av korrosjonsbeskyttende belegg på rør. Filteret har også en viss partikkelseparasjonseffekt, men den er av mindre betydning så lenge man ikke tilsetter koagulant (se 4.4.2).

Graden av oppløsning av marmor avhenger av pH, innhold av fri CO₂, kornstørrelse i kalsiumkarbonatfilteret og oppholdstid. CO₂ tilsettes vanligvis før kalsiumkarbonatfilteret for å senke pH og øke oppløsningen av kalsium og karbonat/bikarbonat. Normalt benyttes ikke lut på utløpet med mindre oppholdstiden i kalsiumkarbonatfilteret er for lav. Det er også viktig å være oppmerksom på at det kan være betydelige forskjeller i marmormassenes egenskaper fra ulike produsenter i forhold til f.eks. oppløsningshastighet, motstand mot knusing, kornstørrelsesfordeling, osv. Dette vil kunne påvirke dimensjonering og drift av anlegg (Østerhus, 1998b).

Filteret kan spyles med luft i tillegg til med vann. Selv om de fleste anlegg i Norge ikke har system for luftspyling, vil bruk av luftspyling kunne medføre noen fordeler som f.eks. enklere og mer effektiv spyling, bryte opp evt. «sementert» marmormasse, redusert spylehastighet og spylevannsmengder, osv. Mangel på tilstrekkelig spylehastighet (se under dimensjonering) vil føre til at finstoff akkumuleres i filteret med økt falltap som resultat. For høy spylehastighet kan føre til unødvendig høyt tap av filtermasse. Bruk av kalsiumkarbonatfiltere er grundigere beskrevet i Østerhus (1998b).



Figur 5. Prinsskisse av CO₂ etterfulgt av kalsiumkarbonatfilter.

Bruksområde

Metoden brukes særlig der behovet for vannbehandling ellers er lite omfattende, slik som for grunnvann og overflatevann med lavt humusinnhold, lav pH og kalsiuminnhold. Metoden kan også benyttes som sluttbehandling i små humusfjerningsanlegg, spesielt anlegg basert på membran(nano)filtrering.

Utforming

Kalsiumkarbonatfilteret er vanligvis et nedstrøms filter med korngradering i området 1–3 mm. Kalsiumkarbonatfiltere kan også bygges for oppstrøms filtrering. I slike filtre kan det imidlertid være vanskelig å hindre at de fineste marmor-kornene føres ut av filteret med utløpsvannet, ettersom slike korn vil legge seg på toppen av filtersengen etter vask.

Dimensjonering

Nødvendig dose av CO₂ og evt. lut må tilpasses etter de verdier for pH, alkalitet og kalsiuminnhold som man tar sikte på å nå i det behandlede vannet i forhold til de verdier man har i råvannet (Tabell 5). Nødvendig kontaktid i kalsiumkarbonatfiltere avhenger av CO₂-doseringen, filterets kornstørrelse og kornstørrelsesfordeling (særlig graden av finstoff) samt hvilken type kalsiumkarbonatfilter som benyttes.

Anbefalte dimensjoneringsverdier for vanlige kalsium-karbonatprodukter brukt i Norge er:

- Vanlig brukte korngraderinger: 1 – 2,5 mm (evt. 1 – 3 mm eller 0,5 – 2,0 mm)
- Oppholdstid (på tomt filtervolum): 20 – 30 min
- Typisk filtreringshastighet:
- Nedstrøms filter: 8 – 10 m/h
- Oppstrøms filter: 6 – 8 m/h
- Spylehastighet: tilstrekkelig til å ekspandere filtersegen 10 % – som er avhengig av valgt filtermasse; typisk 50 – 60 m/h med luftspyling og opptil 90 m/h uten luftspyling.

Tabell 6 viser hvilke CO₂ - doser som kreves for å oppnå anbefalte verdier i behandlet vann for pH=8,0 – 8,5, alkalitet på ca. 1,0 mmol/l og ca. 20 mg Ca/l for ulike råvannskvaliteter. Man kan også benytte såkalt Deffey's diagram til å bestemme nødvendig CO₂ -dose og kvaliteten på behandlet vann, se Norsk Vann lærebok, kap. 4 (Ødegaard(red), 2014).

Tabell 6. Tabell for bestemmelse av CO₂-dose som funksjon av råvannskvalitet (Ødegaard et al. 2015).

CO ₂ -Aciditet	Råvann: 2 - 5 mg Ca/L			Alkalitet	Råvann: 4 - 8 mg Ca/L		
	Dose: mg CO ₂ /L				Dose: mg CO ₂ /L		
mmol/L	pH = 5,0	pH = 5,5	pH = 6,0	mmol/L	pH = 6,5	pH = 7,0	pH = 7,5
0,05	15 - 20	15 - 20	15 - 20	0,05	11 - 18	12 - 19	13 - 20
0,15	10 - 15	10 - 15	10 - 15	0,15	7 - 14	11 - 18	12 - 20
0,25	6 - 11	6 - 11	6 - 11	0,25	2 - 9	10 - 16	12 - 19
0,35	1 - 7	1 - 7	1 - 7	0,35	0 - 4	8 - 15	11 - 18
0,45	0 - 2	0 - 2	0 - 2	0,45	fjerning	7 - 13	11 - 18
0,55	fjerning	fjerning	fjerning	0,55	fjerning	5 - 12	11 - 18

Tilsetting av kalk og CO₂

Prinsipp

Kalk og CO₂ tilsettes vannet på forskjellige punkter i behandlingsanlegget, avhengig av hvilken behandlingsprosess som benyttes ellers. Kalk (evt. også CO₂) kan også tilsettes på slutten av vannbehandlingsprosessen for å nå de spesifiserte verdier for pH, Ca og alkalitet.

Bruksområde

Metoden kan gjerne benyttes i anlegg uten annen behandling, men det er vanligst at metoden brukes i kombinasjon med koagulering/direktefiltrering. Dette er fordi man i koaguleringsanlegg i Norge vanligvis må korrigere pH for å oppnå optimale koaguleringsforhold.

Utforming

Tilsettingen av kalk og CO₂ skjer ofte både før og etter koaguleringsanlegget. Kalken tilsettes som en mettet løsning av lesket kalk, Ca(OH)₂, etter at kalken er oppløst (så langt det lar seg gjøre) i en kalkvannsbereeder. Brukes brent kalk (CaO), må denne først leskes i en kalk-lesker.

Dimensjonering

For et typisk norsk vann bør doseringene ligge innenfor følgende variasjonsområde:

Ca(OH)₂ : 20 – 35 mg/l

CO₂: 20 – 40 mg/l

Dimensjonering av kalkvannsbereeder

Kalkvannsbereeder kan ha mange ulike utforminger, men det er ikke uvanlig med utforminger som tilsvarer kontaktsedimenteringsbasseng med slamteppe (omtalt i Ødegaard et al., 2015). Kalk tilsettes et omrøringsbasseng, der kalk-slurrien herfra ledes til kontaktbassengets bunn. Kalk-slurrien strømmer vertikalt oppover og det etableres et slurry-teppe der kalken får lang kontaktid med vannet. Den mettede kalkløsningen ledes ut via overløpsrenner i toppen av bassenget. Til slurrien kan det tilsettes polymer for å høyne mulig overflatebelastning og det kan benyttes lameller i bassenger for å gjøre sedimenteringsbassenget mer kompakt. Kalkvannsbereeder dimensjoneres ut fra overflatebelastning. Typiske overflatebelastninger for å oppnå kalkmetning (1,5 g Ca/l ved 20°C) er vist i tabell 7.

Tabell 7. Dimensjoneringsverdier for kalkvannsberedere (Ødegaard et al. 2015).

Parameter	Uten polymer* uten lameller	Uten polymer* med lameller	Med polymer* med lameller
Overflatebelastning m/h	2	3	4 - 8
Kontaktid (min)	40 - 60	60	30
Konsentrasjon i kalkmelk som tilføres lesker (g/l)	50 - 100	50 - 100	50 - 100

*Anionisk - dose ca. 0,25 mg/l

4.4.2. Karbonatisering kombinert med koagulering/filtrering

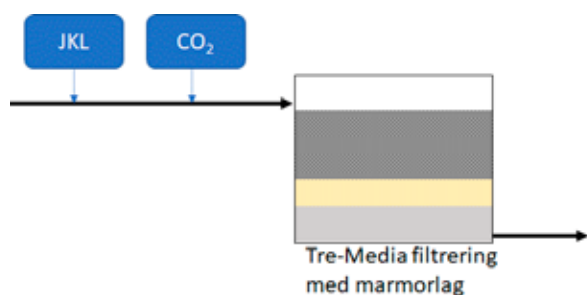
Koagulering etterfulgt av kalsiumkarbonatfiltere

Prinsipp

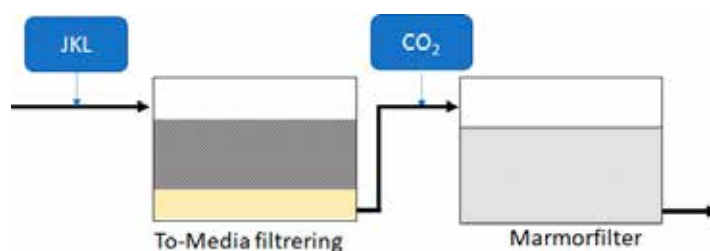
Kjemisk koagulant tilsettes vannet for å binde humuspartikler til større fnokker, som deretter fjernes ved filtrering gjennom tre- eller tomediafilter med kalsiumkarbonatfilter til slutt i prosessen. Marmorfiltreringen bidrar også til å øke pH, kalsiuminnholdet og alkaliteten i vannet.

Vanligvis benyttes FeClSO_4 eller andre Fe(III)-salt (f. eks FeCl_3) som koagulant for humus i slike anlegg der karbonatisering og pH-heving skjer etter koagulerings-trinnet, ettersom jern koagulerer ved lav pH. Restjernet felles ut som jernhydroksid. Filtermassen av CaCO_3 har også stor evne til å holde tilbake restjern fra koaguleringsprosessen.

I enkelte tilfeller kan en slik lav koagulerings-pH kreve så høy overdosering av jern at det kan være bedre å tilsette syre eller aluminium som koagulant. Koagulerings-pH etter tilsetning av jern og evt. CO_2 er normalt så lav som 4,5. Dette gir god oppløsning av marmoren i starten av kalsiumkarbonatfilteret, men pH øker under vannets gang gjennom filteret og er, dersom filteret er riktig dimensjonert, i tilnærmet karbonatlikevekt når vannet forlater filteret.



Figur 6. Prinsippskisse av koagulering etterfulgt av kalsiumkarbonatfilter (Moldeprosessen) (tilpasset fra Brandt, 2011).



Figur 7. Prinsippskisse av koagulering etterfulgt av kalsiumkarbonatfilter (Larviksprosessen) (tilpasset fra Brandt, 2011).

Bruksområde

Metoden brukes særlig der man i tillegg til korrosjonskontroll også må fjerne humus. Man kan da kombinere prosessene karbonatisering og koagulering/filtrering i samme filterløsning (ved bruk av tre-mediafilter med marmor som nederste lag). Alternativt kan man ha to-trinns filtrering med koagulering etterfulgt av to-media filter først og separat kalsiumkarbonatfilter etterpå.

Utforming

Det er i hovedsak to filtertyper som er aktuelle:

- Nedstrøms tre-media filter: vanligvis bygget opp som et tradisjonelt to-media filter (antrasitt/sand) over et kalsiumkarbonatfilter (Figur 6)
- Nedstrøms to-trinns filter: to-media filter etterfulgt av separat kalsiumkarbonatfilter (Figur 7)

Det finnes også oppstrøms en-media (marmor) filter som skal fungere både som CaCO_3 oppløsningsmedium og som partikkelseparasjonsmedium. Erfaringer viser at denne filterløsningen er vanskelig å drive og den anbefales derfor ikke.

I nedstrøms tre-mediafilter, der et vanlig to-media-filter er plassert på toppen av kalsiumkarbonatfilteret, vil partikkelseparasjonen ikke innvirke på CaCO_3 -oppløsningen. Slike filtre blir svært dype, og spylevannshastighet og -forbruk er større enn i to-media filtre. Filterhastigheten som man kan operere med, er begrenset av nødvendig oppholdstid for å sikre tilstrekkelig karbonatisering i kalsiumkarbonatfilteret. Derfor har enkelte vannverk valgt samme prosess, men oppdelt i to filter

– først et to-media-filter med jernkoagulering ved lav pH og deretter et separat kalsiumkarbonatfilter. Dette gir økt fleksibilitet i driften, særlig for filterspylingen, da man kan tilpasse individuell spylehastighet og spylefrekvens til tomediafilteret og kalsiumkarbonatfilteret. Man kan også dimensjonere for høyere filtreringshastighet i tomediafilteret, da oppholdstiden i kalsiumkarbonatfilteret ikke blir bestemmende for filtreringshastigheten.

I tre-mediafilteranlegg kompenseres forbruk av CaCO_3 ved at CaCO_3 etterfylles i toppen av kalsiumkarbonatfilteret med innblåsing, ejektor eller storsekk. Under

tilbakespyling vil filtersengen sorteres slik at CaCO_3 (med høyest egenvekt) legger seg nederst i filteret.

Dimensjonering

To-mediafilteret over marmorlaget består normalt av 60 cm antrasitt og 40 cm kvartssand. Andre filtermaterialer (f.eks. Filtralite) kan også brukes. Kalsiumkarbonatlaget er normalt $\geq 2,5$ m og korngredningen er 1–2,5 mm. Ytterligere informasjon om dimensjoneringsverdier finnes i avsnitt 4.7.4 i Norsk Vann rapport 212/2015 (Ødegaard et al., 2015).

Tabell 8. Dimensjonering av kalsiumkarbonatfiltre i nedstrøms tre-mediafilter og i oppstrøms en-mediafilter (Ødegaard et al., 2015)

Filtertype	Filterhastighet (m/h)	Oppholdstid (EBCT) (min)	Dybde marmorfilter (m)	Spylehastighet med vann (etter luftspyling) (m/h)
Nedstrøms tre-media (Moldeprosessen)	$\leq 7,5$ m/h	≥ 20 min	$\geq 2,5$ m	≥ 60 m/h
Oppstrøms en-media (marmor)	≤ 6 m/h	≥ 20 min	$\geq 2,0$ m	≥ 60 m/h

Valg av koagulant

Anbefalt valg av type koagulant som funksjon av råvannsalkalitet og koagulant-dose er vist i figur 8. Dersom råvannets alkalitet er høy, vil man måtte overdosere koagulant, eller dosere en sterk syre som HCl, ettersom koagulerings-pH ved bruk av jern som koagulant bør være $\text{pH} < 4,5$. Dette er uheldig, og i slike tilfeller bør man i stedet vurdere å velge aluminium som koagulant, som har koagulerings-pH ca. 6,0–6,5. Ved å bruke jern som koagulant, kreves en lavere (0 til 10 mg CO_2 /l) tilsetningsdose av CO_2 , typisk 4–5 mg CO_2 /l.

Ved bruk av aluminium som koagulant må det tilsettes mer CO_2 , i doser tilsvarende det som benyttes for vannbehandling uten koagulering (jfr. Tabell 6). Nødvendig CO_2 -dose vil fortsatt være avhengig av råvannskvaliteten og til en viss grad av koagulant-dosen. Da anbefales de lavere dosene i Tabell 6.

Bruk av mikronisert marmor med etterfølgende koagulering og filtrering

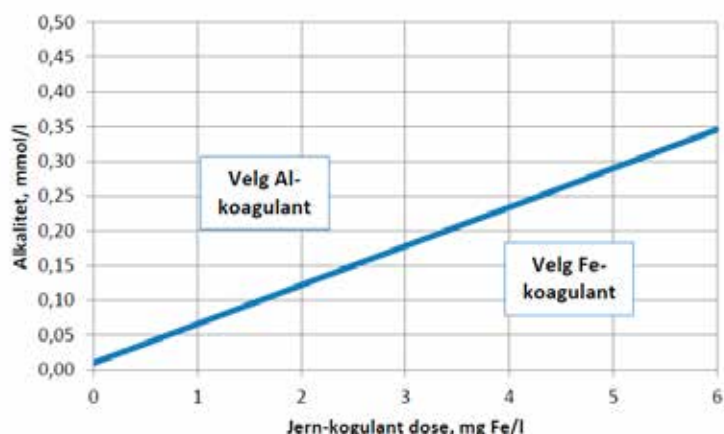
Prinsipp

I denne metoden doseres mikronisert marmor sammen med CO_2 til vannet. Mikronisert marmor er CaCO_3 som er malt ned til et pulver med svært små kornstørrelser (0,2–1 μm). Ved hjelp av dispergeringsmidler fremstilles en slurry med høy konsentrasjon (75 % TS av CaCO_3). Pga. de fine partiklene løses marmoren seg i vannet langt raskere enn marmoren i et kalsiumkarbonatfilter.

Marmorkornene bakes inn i utfelte fnokker og avsettes i filteret, noe som øker kontakttiden mellom vann og marmor. Prosessene som finner sted er de samme som i et kalsiumkarbonatfilter, men man trenger altså ikke et eget kalsiumkarbonatfilter. Brukt i koaguleringsanlegg må lut (NaOH) tilsettes til slutt for å oppnå den ønskede pH.

Bruksområde

Tilførsel av mikronisert marmor vil øke turbiditeten i utløpsvannet og metoden anbefales derfor bare i



Figur 8. Anbefalt valg av koagulant som funksjon av råvannskvalitet (alkalitet) og koagulant-dose (Ødegaard et al. 2015).

vannbehandlingsanlegg hvor man har etterfølgende koagulering/filtrering.

Metoden krever tilstrekkelig kontaktid mellom marmor og vann til at tilstrekkelig oppløsning av marmor kan skje. Derfor benyttes denne metoden vanligvis i koaguleringsanlegg der evt. flokkuleringsbasseng og eller filter (der marmorkorna avsettes) utnyttes for å gi tilstrekkelig kontaktid.

Utforming

Metoden krever et kontaktbasseng som marmoren tilsettes i, og som har tilstrekkelig oppholdstid for oppløsning av den mikroniserte marmoren (f.eks. flokkuleringsbasseng i koaguleringsanlegg). Alternativt

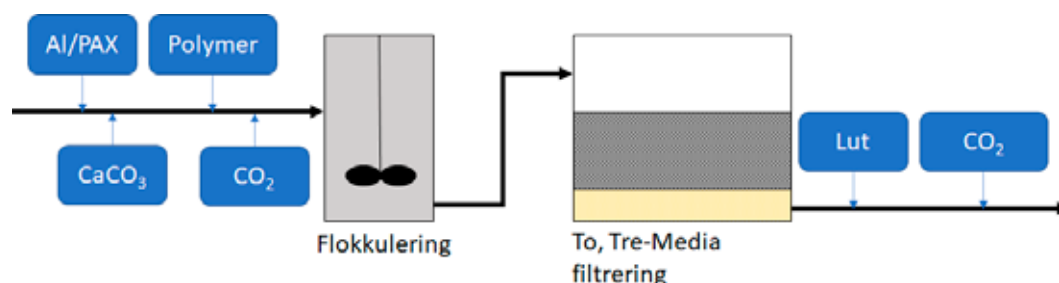
kan kontaktbassenget utformes med et filter nedstrøms der marmor-korna avsettes og oppløses.

Mikronisert marmor kan også doseres sammen med koagulant, rett før filteret.

Dimensjonering

Denne løsningen kan studeres gjennom laboratorieforsøk, som bør gjennomføres for å bestemme nødvendige doseringer. For et typisk norsk vann kan man regne med at doseringene vil ligge innenfor følgende områder:

- Mikronisert marmor (75 %): 25 – 50 mg/l
- CO₂ : 10 – 20 mg/l
- NaOH : 5 – 15 mg/l



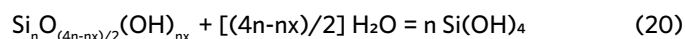
Figur 9. Prinsippskisse av koagulering og mikronisert marmor etterfulgt av direktefiltrering (tilpasset fra Brandt, 2011).

4.5. Vannglass

Natriumsilikat (vannglass) har vært i bruk som korrosjonsinhibitor i mange tiår både i Europa og USA. På tross av dette, og at en rekke vannverk i Norge har tatt i bruk natriumsilikat de senere årene, har man lite kunnskap om virkningen av vannglass, effekt av andre vannkvalitetsparametere, optimale doser og driftsbedingungen, og silikatkjemien. Denne rapporten omhandler resultater fra noen nyere forsøk der jernkorrosjon i vann med ulike silikatkonsentrasjoner og pH er blitt undersøkt, samt resultater fra ett forsøk der silikat sine egenskaper som kompleksbinder av jern er studert. Disse resultatene vises i kapittel 7.

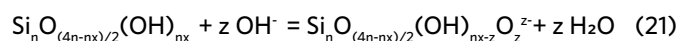
4.5.1. Generelt om natriumsilikat

Vannglass (natriumsilikat) kan benyttes som korrosjonsinhibitor i drikkevann. I konsentrert form (dvs. i doseringsløsningen) består vannglass av både monomere (Si(OH)₄) og polymere (ofte ringformede strukturer, f.eks. Si₄O₄(OH)₈), som danner polymerer av forskjellig størrelse ved at Si bindes til OH⁻ silikater som står i kjemisk likevekt med hverandre, der evt. også dimere silikater forekommer som mellom produkt. Konsentrasjonen av monomere og polymere forbindelser er avhengig av SiO₂ : Na₂O forholdet og hvor konsentrert løsningen er. Økning i SiO₂ : Na₂O forholdet i løsningen medfører at både polymer konsentrasjonen og polymer størrelsen øker. Likevekten mellom polymere og monomere forbindelser kan skrives som:

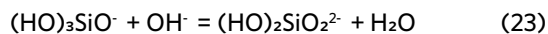


der: n = polymeriseringsgraden x = OH : Si forholdet i polymeren

I tillegg vil de polymere forbindelsene ioniseres ved høy pH (Iler 1979):

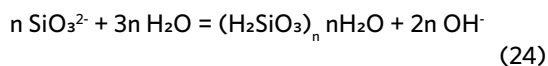


Videre er den monomere forbindelsen $\text{Si}(\text{OH})_4$ i likevekt med monomere silikat ion (Iler 1979):



Høy pH vil drive likevektene (ligning 21, 22 og 23) mot høyre. I en konsentrert vannglass løsning (dvs. at pH er høy, ~11-13) som har et $\text{SiO}_2 : \text{Na}_2\text{O}$ forhold på 1–2 er derfor de dominerende forbindelsene SiO_3^{2-} og HSiO_3^- , mens ved høyere $\text{SiO}_2 : \text{Na}_2\text{O}$ forhold vil de ioniserte polymere forbindelsene dominere.

Fra ligning 20 til 23 ser en at det eksisterer en likevekt mellom monomert silikat ion og polymert silikat som kan skrives som (Arpadia):



der SiO_3^{2-} er dehydratisert $(\text{HO})_2\text{SiO}_2^{2-}$.

Ved dosering av vannglass til et drikkevannssystem (dvs. at en har svært fortynnet løsning), depolymeriserer silikat, og monomerer som f.eks $\text{Si}(\text{OH})_4$ og HSiO_3^- vil være de dominerende silikatforbindelsene. Depolymeriseringshastigheten øker med økende pH og avtar med økende silikat konsentrasjon. Hastigheten for svært fortynnede løsninger er blitt beskrevet ved hjelp av et empirisk uttrykk basert på en pseudo 2. ordens reaksjon:

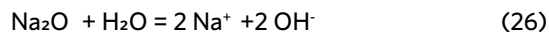
$$[\text{T}] / [\text{P}]_t = [\text{T}] k_D t + [\text{T}] / [\text{P}]_{t=0} \quad (25)$$

der: $[\text{T}]$ = total silikat konsentrasjon
 $[\text{P}]$ = konsentrasjon av polymer ved tiden lik t
 k_D = reaksjonshastighetskonstant for depolymeriseringen

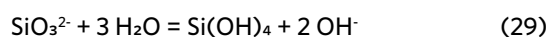
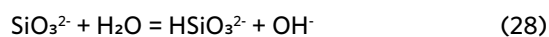
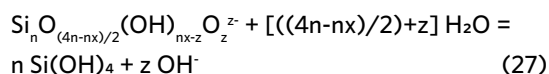
For vannglass med $\text{SiO}_2 : \text{Na}_2\text{O}$ forhold på 3,15 og 25,2 wt % SiO_2 , som ble fortynnet til 23 mg SiO_2/l ved 20 °C og konstant pH = 5,74, ble $k_D = 0,3428 \text{ l/mol-sek}$ og $[\text{T}] / [\text{P}]_{t=0} = 1,123$. For pH = 8,0 var $k_D = 17,29 \text{ l/mol-sek}$ ($k_D = \text{pH}^{11.61} \cdot (5,662 \cdot 10^{-10})$). Det vil da ta 22,4 min for løsningen å depolymerisere 90 % og 4,2 timer å depolymerisere 99 %. Det betyr at når vannglass doseres til drikkevann, vil den depolymerisere relativt hurtig. Forholdet mellom monomere og polymere silikater vil derfor forandre seg kraftig de første minuttene og timene etter at vannglass er dosert. Graden av depolymerisering, depolymeriseringshastigheten og hvilke silikat forbindelser som dannes, vil imidlertid

være avhengig av både doseringsløsningen, dosen og vannkvaliteten.

Når vannglass doseres økes vannets pH både fordi vannglass inneholder base (Na_2O):



og fordi vannglass løsningen domineres av ioniserte polymere silikater (og en del SiO_3^{2-}) pga. at pH i løsningen er høy. Disse vil depolymerisere i drikkevannet og deretter danne HSiO_3^- og $\text{Si}(\text{OH})_4$ som igjen vil gi en pH økning. Dette kan skrives som:

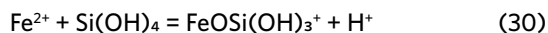


Ligning 27 er depolymeriseringsreaksjonen direkte til $\text{Si}(\text{OH})_4$. Hvis depolymeriseringen derimot går til HSiO_3^- , dannes det mindre OH^- (dvs $[z-n] \text{OH}^-$). Den totale mengden OH^- som dannes i drikkevannet (og dermed pH-økningen) vil være avhengig av graden av polymerisering, størrelsen på polymerene og ioniseringsgraden til polymerene i doseringsløsningen, samt av graden av depolymerisering etter dosering.

Det tilføres ikke karbonat ved dosering av vannglass. $\text{Si}(\text{OH})_4$ er imidlertid en svak syre som vil gi bufferkapasitet. I en konsentrert vannglassløsning er derfor bufferkapasiteten stor (evnen til å stå imot pH-ændring). $\text{Si}(\text{OH})_4$ har imidlertid en pK_1 verdi på 9,8. Dvs. at ved en vanlig pH i drikkevann vil silikat bidraget til bufferevnen være svært beskjedent ved dosering av vannglass, både pga. forholdet mellom pH- og pK -verdi og fordi dosen av silikat er liten. Dosering av vannglass vil derfor ikke øke vannets alkalitet i nevneverdig grad bortsett fra den økningen som skjer pga. pH-økningen.

Vannglass er kjent for å kunne reagere med en del divalente kation og kompleksbinde disse. Eksempler er reaksjoner med Fe^{2+} og Mn^{2+} . Reaksjonene er sure og vil redusere vannets pH. De reduserer imidlertid ikke korrosjonen, men løser evt. vannkvalitets problem pga. korrosjon eller høyt innhold av Fe^{2+} og Mn^{2+} i råvannet, ved at det dannes løselige og fargeløse $\text{Fe}(\text{II})$ - eller $\text{Mn}(\text{II})$ -kompleks. Jern og mangan vil da ikke oksideres videre, og en unngår utfelling av tungtløselig jernhydroksid eller manganoksid som vil misfarge vannet og tilslamme ledningene. En har lite kunnskap om disse reaksjonsmekanismene. Reaksjonen kan illustreres ved

hjelp av ligning 30 og 31 (disse illustrerer kun hva som kan skje, men forklarer ikke selve reaksjonene og mekanismene):



På tilsvarende måte kan silikat også reagere med/og kompleksbinde f.eks. rust, Fe(III), Mn(IV), en del organiske forbindelser, osv., og dermed løse opp og fjerne belegg og avsetninger i ledningsnett. Dette vil kunne gi renere ledninger med mindre behov for spyling, større kapasitet, lettere manøvrerbare ventiler, osv.

Silikat vil også kunne reagere med korrosjonsprodukter på f.eks. jern- og kobberør, og danne belegg av silikat- og jernforbindelser eller silikat- og kobberforbindelser. Belegget dannes på toppen av metall/korrosjonsprodukter og er selvbegrensende, dvs. at belegget ikke bygges opp til tykke lag og at det vil forsvinne hvis vannglass doseringen opphører. Det er imidlertid lite kunnskap om hvordan et evt. belegg dannes. Enkelte hevder at en har en direkte reaksjon mellom silikat og korrosjonsprodukter. Det er imidlertid antagelig mer sannsynlig at det skjer en adsorpsjon av silikat til overflaten, som vil polymeriseres og omdannes til en gel som etterhvert vil gi en Cu- eller Fe-silikatfilm på overflaten av korrosjonsproduktene. Det er uenighet om hvordan og i hvilken grad dette belegget beskytter mot videre korrosjon. Enkelte hevder at korrosjonsbeskyttelse oppnås ved å begrense anode reaksjonen, andre hevder at belegget begrenser katode reaksjonen. Det blir også hevdet at effektiv korrosjonsbeskyttelse kun oppnås for et svært begrenset antall typer materialer og vannkvaliteter, og at best effekt oppnås på kobber. Andre hevder at god effekt oppnås på alle de mest aktuelle ledningsmaterialene.

Det er stort sett generell enighet i litteraturen om at silikat reagere med sementbaserte materialer, og danner forbindelser som vil gi en beskyttelse av sementen. Noen hevder dette beskyttende belegget i hovedsak består av ikke løselige Ca-silikat forbindelser, mens andre hevder at en får en overflate katalysert omdanning av silikat til beskyttende kvarts i sementoverflaten.

Silikatkjemien er imidlertid svært kompleks, og en har relativt lite kunnskap om hvilke reaksjonsmekanismer som råder, og hvilke effekter en kan forvente å oppnå på de mest aktuelle ledningsmaterialene under ulike betingelser når vannglass doseres.

4.5.2. Anvendelsesområde

Selv om forståelsen av mekanismene som ligger til grunn for vannglass som korrosjonsinhibitor er diskutert, er det allminnelig enighet i Norge om at tilsetning av vannglass har en positiv effekt i forhold til de formål korrosjonskontrollerende vannbehandlingstiltak har, og metoden har derfor blitt godt etablert i Norge, spesielt på små vannverk – ikke minst fordi den er svært enkel og rimeligere enn karbonatisering.

Metoden er særlig anvendt ved små vannverk der karbonatisering ikke naturlig integreres i den øvrige behandlingen og der jern og mangan kan representere en utfordring – dog ikke så stort at det bygges et eget behandlingstrinn for jern og/eller mangan. Store anlegg synes å foretrekke karbonatisering, men det er imidlertid ikke noe i veien for å benytte tilsetning av vannglass også ved større anlegg.

4.5.3. Konstruktiv utforming

Vannglass doseres som løsning direkte til ledningsnett etter vannbehandlingsanlegget – eventuelt før utjevningsmagasinet/høydebassenget.

I Norge benyttes vanligvis vannglass med $\text{SiO}_2/\text{Na}_2\text{O}$ -forhold på 3,2 – 3,3 og med en tørrstoff-prosent på ca. 36 – 38 %. Løsningen er alkalisk (pga. bidraget fra Na_2O) med en pH på ca. 11 – 13. Dersom vannet er svært surt eller inneholder en del CO_2 , må det benyttes vannglass med $\text{SiO}_2/\text{Na}_2\text{O}$ på ca. 2,05.

4.5.4. Dimensjonering

I Norge styres normalt vannglassdosen av pH etter dosering. Dette medfører at det ofte blir benyttet lave doser for å unngå at pH blir for høy siden vannets bufferevne vanligvis er svært lav i Norge. Det anbefales da å starte med en lav dose som evt. kan økes gradvis over tid (dvs. over flere måneder) inntil ønsket sluttdose nås. Resultatet blir en typisk sluttdose på 5 – 15 mg SiO_2/l . For en typisk norsk vannkvalitet er det viktig å ikke begynne med for høy dose da en høy startdose fort vil føre til at belegg og avsetninger i rørene løsner ukontrollert og gir vannkvalitetsproblemer i starten. I tabell 9 er det vist nødvendig vannglass-dose for å nå en pH i behandlet vann på 8,0 – 8,5 som funksjon av råvannskvalitet. Dersom kalsiumkonsentrasjonen er høy (>10 mg Ca/l), bør vannglass ikke benyttes.

Tabell 9. Nødvendig vannglass-dose som funksjon av råvannskvalitet (Ødegaard et al., 2015)

CO ₂ -Aciditet mmol/L	Vannglass dose: mg SiO ₂ /L			Alkalitet mmol/L	Vannglass dose: mg SiO ₂ /L		
	pH = 5,0	pH = 5,5	pH = 6,0		pH = 6,5	pH = 7,0	pH = 7,5
0,05	S: 5	S: 5	S: 5	0,05	S: 5	uaktuelt	uaktuelt
0,15	S: 13	S: 13	S: 12	0,15	S: 15	uaktuelt	uaktuelt
0,25	G: 15	G: 14	G: 12	0,25	G: 16	S: 8	uaktuelt
0,35	G: 20	G: 20	G: 16	0,35	G: 22	S: 10	uaktuelt
0,45	G: 26	G: 25	G: 21	0,45	i.a	S: 13	uaktuelt
0,55	i.a	i.a	G:26	0,55	i.a	G: 20	S: 5

S: standard type vannglass med SiO₂:Na₂O forhold på ca. 3,2.

G: vannglass med høyere andel base der SiO₂:Na₂O forholdet er ca. 2,05.

i.a: angir at vannglassdosering ikke er aktuelt fordi det krever for høy dose. Fjerning av CO₂ og/eller dosering av annen base i tillegg vil være påkrevd for å kunne benytte vannglass.

uaktuelt: uaktuelt å benytte vannglass fordi dosen blir for lav (< 5 mg SiO₂/l).

4.6. Oppsummering - korrosjonskontroll og vannkvalitet

En oversikt over forskjellige metoder for korrosjonskontroll, med deres innvirkning på ulike parametere for korrosjonskontroll, samt kostnader, er vist i tabell 10.

Tabell 10. Ulike kjemikaliers innvirkning på parametere for korrosjonskontroll og kostnader (VA/Miljø-blad, 1997).

Parameter/metode	pH	Alkalitet	Ca	Spesielt	Kostnader
Lut	x				Lav investeringskostnad og forholdsvis lav driftskostnad.
Lut og CO ₂	x	x			Forholdsvis høy driftskostnad. Lav investeringskostnad.
Vannglass	x			Korrosjonsbeskytter med en annen mekanisme	Lave investeringskostnader. Lave driftskostnader.
Soda/natriumbikarbonat	x	x		Gir mindre pH økning	
Alkaliske filtre	x	(x)	(x)	Liten økning i Ca + alkalitet forutsatt lite fri CO ₂ i vannet	Investerings- og driftskostnader er avhengig av anleggets størrelse og råvannets egenskaper. Det finnes mange løsninger på markedet.
Alkaliske filtre og CO ₂ (+ lut)	x	x	x		Investeringskostnader er avhengig av råvannskvalitet og anleggets størrelse. Driftskostnadene er forholdsvis høye.
Mikronisert marmor	(x)	(x)	(x)	Gir normalt noe økning i alle parametere. Fare for økt turbiditet i rentvannet.	Lave investeringskostnader. Driftskostnadene er avhengig av råvannskvaliteten og om metodene kombineres med CO ₂ .
Mikronisert marmor og CO ₂	x	x	x		Lave investeringskostnader. Driftskostnadene er avhengig av råvannskvaliteten og om metodene kombineres med CO ₂ .
Lesket kalk	x	(x)	(x)	Noe økning i Ca forutsatt lite fri CO ₂ i vannet. Opptak av Ca og alkalitet avhenger av råvannskvaliteten.	
Lesket kalk og CO ₂	x	x	x		Høye investeringskostnader. Nødvendig med kalksilo, slurrytank, kalkvannsbereider, doseringspumpe. Lave kjemikaliekostnader, men det kan forekomme en del driftsproblemer.
Lufting	x			Fjerner CO ₂	
Kjemisk felling på alkaliske filtre	x	(x)	x	Det kan være nødvendig med CO ₂ og/ eller lut. Etterjustering med lut.	Avhengig av anleggets størrelse og råvannets beskaffenhet.
Kjemisk felling med mikronisert marmor	x	x	x		Avhengig av anleggets størrelse og råvannets beskaffenhet.

4.7. Korrosjonskontroll og bærekraft

Valg av bærekraftige løsninger er i fokus både hos myndigheter og vannverk. Dette gjelder særlig de miljømessige og økonomiske virkningene, men ytterligere virkninger som kan inkluderes er de samfunnsmessige og organisatoriske.

For å kunne evaluere de miljømessige og økonomiske virkningene best mulig, er det viktig å vurdere hele livssyklusen. Betydelige konsekvenser kan stamme fra forskjellige faser i levetiden til en eiendel/løsning, men dette vurderes ikke alltid. Eksempelvis før en anskaffelse kan det være tilfellet at et vannverk bare fokuserer på anskaffelsen som sådan eller grunnleggende driftskostnader, uten å ta hensyn til gjentatte vedlikeholds- og avhendelseskostnader.

Livssyklus kostnad (LCC) og livssyklusanalyse (LCA) er de mest brukte verktøy for å vurdere og sammenligne alternativer før en anskaffelse. Flere verktøy er nå

tilgjengelige for vannverk for å kunne utføre analyser på egen hånd. I mer komplekse saker bør konsultantselskaper og forskningsinstitutter engasjeres.

Ved anskaffelsen må det foretas valg av en korrosjonskontrollmetode som en del av vannbehandlingen, i tillegg til tekniske kriterier, bærekraftsvurdering med hensyn til miljøpåvirkninger og kostnader for hele livssyklusen. Tabellen 11 viser CO₂-ekvivalenter for de vanligste kjemikaliene som brukes til korrosjonskontroll. Tallene viser betydelig forskjell mellom korrosjonskontrollkjemikalier, men det anbefales å utføre en fullstendig LCA (miljøvurdering) og LCC (kostnadsvurdering) på hvert alternativ inkludert konstruksjon, drift og levetid for eiendelen og nødvendig tilleggsutstyr. Dessuten er miljø- og kostnadsvurderingene stedsspesifikke og kan ofte ikke overføres til andre vannverk da resultatene avhenger av flere variabler som råvannskvalitet, transportavstander, lokale sammenhenger etc.

Tabell 11. Utslippsfaktorer for de vanligste kjemikaliene (Borg et al., 2019)

	kg CO ₂ ekv./tonn	Kilde
CO ₂ til vannbehandling	269	Ecoinvent v3.4, Carbon dioxide, liquid {RER} production, justert for norsk energibruk
Kalsiumkarbonat, CaCO ₃	12,6	Ecoinvent v3.4, Lime, packed {CH} production
Mikronisert marmor	11	Ecoinvent v3.4 74% Lime, packed {CH} production, 26 % Water, ultrapure {RER} production
Brent kalk (CaO)	1130	Ecoinvent v.3.4, Quicklime, milled, packed {CH} production
Lesket kalk, Ca(OH) ₂	871	Ecoinvent v.3.4, Lime, hydrated, packed {CH} production
Natriumhydroksid, NaOH 50 %	403	Ecoinvent v.3.4, Sodium hydroxide, without water, in 50 % solution state {RER} chlor-alkali electrolysis, membrane cell
Natriumhydroksid, NaOH 30 %	242	Ecoinvent v.3.4, Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {RER} chlor-alkali electrolysis, membrane cell
Vannglass (Natriumsilikat)	929	Ecoinvent v.3.4, Sodium silicate, without water, in 48 % solution state {RER} sodium silicate production

5. Erfaring

5.1. Kunnskapsgrunnlag

5.1.1. Hvordan har erfaringer blitt innhentet?

Det har blitt innhentet erfaringer med ulike typer korrosjonskontroll fra et mindre utvalg norske vannverk av varierende størrelse. Verken prosjektet størrelse eller kravene til sosial avstand (koronarestriksjoner) i perioden da prosjektet ble gjennomført har tillatt anleggsbesøk, men mange samtaler pr. tlf., video, e-post utvekslinger har blitt utført. Personlige meddelelser har ikke blitt verifisert ved gjennomgang av datasett for vannverkene, og kan dessuten være preget av subjektive tilbakemeldinger fra vannverkseierne. Eksempelvis ble «stabil pH» definert som maksimalt $\pm 0,1$ ved ett vannverk, mens et annet vannverk definerte det som maksimalt $\pm 0,25$.

5.1.2. Kjenner vannverkseierne korrosjonsparameterne i eget vann?

Det er svært vanlig med online pH-måling på rentvann, og forekomsten øker med størrelsen på vannverket. Omfanget og frekvensen av analyser på korrosjonsparameterne varierer stort vannverkene imellom. Mange norske vannverk har en analyseplan som kun innfrir minimumskravene i Drikkevannsforskriften. De har dermed kun resultater for pH, og har ingen eller svært få resultater for alkalitet og kalsium. Ved enkelte anlegg som både har stabil råvannskvalitet og stabil drift er dette et bevisst valg.

Andre, spesielt større vannverk, har svært godt data-grunnlag og har både kalsium, alkalitet og pH på analyseplanen for alle faste vannprøveuttak. De fleste vannverkseiere har kun mulighet til å selv måle pH, mens alkalitet og kalsium normalt analyseres på eksternt laboratorium.

5.2. Erfaringer fra distribusjonsnettet og forbrukere

Korrosjon på rørmaterialer er en svært saktegående prosess, og det er svært få av de kontaktede vannverkseiere som kjente til eller aktivt undersøkte klare sammenhenger mellom korrosjonshastighet på distribusjonsnettet og egen korrosjonskontroll. Eiene av distribusjonsnett oppdager korroderte rør ved sanering, rørbrudd på korroderte rør, og rustknoller som skaper biologiske og hydrauliske utfordringer, men det finnes sjelden dokumentasjon som sikkert knytter dette til mangelfull korrosjonskontroll.

Enkelte vannverk har dokumentert endringer i vannkvalitet etter iverksetting av korrosjonskontroll, som er relatert til effekten av korrosjonskontroll tiltakene. Dette kan typisk være konsentrasjonen av jern, mangan, kobber, aluminium, osv. hos forbruker, i tillegg til turbiditet og slam i ledningsnettet, behov for spyling av nett, samt konsentrasjon av f.eks. kobber i kloakkslam. Denne dokumentasjonen viser generelt svært gode effekter av korrosjonskontroll. Det meste av denne dokumentasjonen er imidlertid for ekstremtilfellene (dvs. sammenligning av effekt med og uten korrosjonskontroll). Det er lite data/dokumentasjon fra optimalisering av korrosjonskontroll prosessen.

Et fåtall vannverkseiere har imidlertid utført langvarige tester med kuponger laget av aktuelle rørmaterialer eller testsløyfer i f.eks. kobber, og har med dette fått en større forståelse av korrosjonsmekanismene i sitt vannforsyningssystem. Slik informasjon vil kunne være svært nyttige bidrag i en optimalisering av korrosjonskontroll prosessen. Selv med en så høy grad av informasjon, finner enkelte det likevel krevende å velge riktige strategier og tiltak for å optimalisere situasjonen, pga. kompleksiteten både i korrosjonsmekanismene og driften av distribusjonsnettet.

En av vannverkseierne er et utypisk tilfelle og har opplevd større korrosjonsproblemer i form av groptæring hos forbrukeres kobberrør i varmtvannssystemer som kan tilbakeføres til rentvannets korrosjonsparametere. Omstendighetene ville det slik at det ble benyttet mange ulike metoder for korrosjonskontroll over bare noen år, mens pH og alkalitet var periodevis svært lave. I samme vannforsyningssystem ble det også meldt om tilfeller av korrosjon på deler av rustfritt stål i varmtvannssystem. Vannverkseierens rådgiver påpekte at stålkorrosjonen kunne ha sammenheng med at nivåene

av sulfat og klorid var langt høyere enn nivået av bikarbonat.

Noen av de som ble kontaktet ønsket et større samarbeid mellom driftsansvarlige for vannbehandlingsanlegg og driftsansvarlige for distribusjonsnettet for å skape et bedre samarbeid om korrosjonskontroll.

Et par vannverk hadde abonnenter som klagde på hvitt kalkbelegg, uten at kalsiuminnholdet ut fra behandlingsanlegget var spesielt høyt. Ved det ene vannverket ble det brakt på det rene at dette skyldes mange nye duktile

støpejernsrør med sementmørtelforinger, særlig i et område med utbredt hyttebebyggelse langt ute på nettet. Her fikk vannet svært lang oppholdstid i lavsesong, noe som førte til at vannet fikk tid til å ta opp mye kalk fra sementmørtelforingen. I tillegg til oppblomstring av biofilm og høyt kimtall grunnet lang oppholdstid, ga dette høyere pH, alkalitet og kalsium enn ønskelig. Før tiltak ble igangsatt var pH på nettvannet godt over 10. Ved å redusere normalnivået i etterfølgende høydebaseng la man til rette for høy gjennomstrømning hvert døgn, noe som gav akseptable pH-verdier i hele nettet.

5.3. Erfaring på tvers av metoder for korrosjonskontroll

Erfaringene som er opplistet vil naturligvis ikke omfatte alle behandlingsanlegg med korrosjonskontroll, men er svært vanlige tilbakemeldinger på tvers av mange ulike metoder:

- Det er viktig med god kartlegging av vannkvaliteten og variasjonen på vannet som skal ha korrosjonskontroll.
- Bruk rådgivere med rett kompetanse, hvis vannverkseier ikke besitter dette selv i tilstrekkelig grad.
- Godt preventivt vedlikehold er bærekraftig på alle måter, og forhindrer uplanlagte hendelser med tilhørende driftsavbrudd og vaktutrykninger.
- Planlagt vedlikehold er normalt tryggere mht. arbeidsmiljø enn uplanlagt vedlikehold.
- Ved å bruke tid på å forstå ulike driftssituasjoner i sitt eget system for korrosjonskontroll (varierende råvann, maks/min vannproduksjon, lav/høy-nivå, feilmeldinger etc.) vil man kunne forbedre systemet og velge riktig preventivt vedlikehold.
- Underdimensjonerte anlegg skaper problemer med drift på behandlingsanlegget, og kan gi utilstrekkelig korrosjonskontroll.
- Redundans sikrer at planlagt vedlikehold blir utført, og at det gjennomføres kontrollert og uforstyrret.
- Stor grad av automatikk med mange valgmuligheter for driftsoperatøren, direkte i toppsystemet, gjør at anleggseier selv kan lage nye tilpasninger og utvide mulig styring, regulering og overvåkning.
- Kjemikalieanleggene må utformes for å forhindre sprut mot personell, spesielt ved trykksatt pumping og påfylling.
- Anleggseiere bør søke erfaringer fra anlegg med tilsvarende metode for korrosjonskontroll.
- Korrosjonsparametere får kanskje mindre fokus enn andre parametere fordi det ikke er forskriftskrav på alkalitet og kalsium, og et vidt område for pH.
- Man innser gjerne kompleksiteten i korrosjonskontroll først når man arbeider med temaet, f.eks. ved planlegging eller utredning av avvik knyttet til korrosjon.

5.4. Erfaring fra ulike metoder

Vannverkseierne har gitt mange tilbakemeldinger som allerede er godt beskrevet i f.eks. Norsk Vann rapport 212 Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg (Ødegaard et. al., 2015), og noen av disse er utelatt fra denne rapporten.

5.4.1. Kalsiumkarbonatfiltre, integrert og separat

Drift og vedlikehold

Samtlige anleggseiere fremhever enkel og problemfri drift som metodens største fordel. De er ukjent med

driftsavbrudd og kan ikke huske vaktutrykninger knyttet til kalsiumkarbonatfilteret.

Kalsiumkarbonatfiltre tilbakespyles normalt ukentlig, og en del marmor går tapt i denne prosessen.

Utforming

Samtlige kontaktede anlegg er nedstrøms filter og har så vidt kjent ingen avvik fra de veiledende verdier for dimensjonering. Disse tilbakemeldingene ga ikke grunnlag for å hevde at filterbunn med dyser (dysebunn) har fordeler sammenlignet med «gaffelbunn»

(ingen falsk filterbunn, men med avtrekksrør direkte i støttelaget utformet med manifold og lateralerør).

Fordi spyleslam fra separate kalsiumkarbonatfiltre består hovedsaklig av kalsiumkarbonat (marmor) og lite annet (forutsatt at det ikke doseres koagulant), blir det ofte spylt ut i en naturlig resipient. Ved ekstraordinær spyling etter påfylling av marmor, vil det spyles ut betydelige mengder finstoff. Det finnes eksempler på kontroversielle utslipp. Ved utforming av nye anlegg må det derfor utføres planlegging av hvordan utslipp av dette spyleslammet ikke skaper for store utfordringer, f.eks. for resipient, avløpsanlegg, natur og evt. andre interesser. Der det er behov for fordrøyningsbasseng av hensyn til vassdraget, kan bunnfall av marmorpartikler medføre kalkavleiringer og f.eks. behov for rutinemessig rengjøring i et fordrøyningsbasseng.

Oppholdstid og stabilitet

Oppholdstiden i kalsiumkarbonatfiltre varierer med anleggets vannproduksjon og høyden på filterlaget. Selv om noe mer marmor vil løses opp når vannet får lenger tid i filteret, oppgir de at oppholdstiden spiller en mindre rolle for rentvannets korrosjonsparametere pH, kalsium og alkalitet. Årsaken er at oppløsningshastigheten reduseres mye når vannet nærmer seg metning (likevekt) med kalsiumkarbonat (marmor).

På anlegg med flere parallelle kalsiumkarbonatfiltre vil oppholdstiden normalt øke betydelig når ett filter tas ut av drift ved tilbakespyling. Det var likevel ikke observert betydelige pH-variasjoner i rentvannet under spyling, delvis fordi rentvannet utjevnet seg i rentvannsbasseng før pH-måling, og delvis fordi vannet er ganske nær kalsiumkarbonatlikevekt uten at noen filter er i spyling.

Endringer i korrosjonsparametere skjer primært ved justering av CO₂-dosen som tilføres forut for filteret. Det meldes heller ikke om at variasjoner i råvannets korrosjonsparametere gir merkbare svingninger i rentvannets korrosjonsparametere. En anleggseier sa at kalsiumkarbonatfilteret utjevner disse variasjonene.

Tilleggsdosering etter kalsiumkarbonatfiltre

Kalsiumkarbonatfiltre + CO₂ gir anleggseier et mindre handlingsrom i regulering av korrosjonsparametere enn f.eks. hydratkalk + CO₂. Årsaken ligger i den grunnleggende vannkjemien. Ved nyetablering av marmorfiltre ble det derfor ved flere anlegg også installert mulighet for tilleggsdosering av natronlut til rentvannet. Formålet var å kunne oppnå best mulige korrosjonsparametere i rentvannet. Dette utstyret har ved mange anlegg blitt lite eller aldri benyttet, og er demontert ved flere anlegg. For en var årsaken til demonteringen langvarige og

markante endringer i råvannskvalitet. En medvirkende årsak hos en annen var at man var tilfredse med å oppnå korrosjonsparametere som lå innenfor anbefalt område i den gang gjeldende veiledninger. Betydningen av kort oppholdstid i kalsiumkarbonatfilteret kan også ha blitt overvurdert. Ingen av de kontaktede anleggene hadde oppfattet det reduserte handlingsrommet som et problem.

Kalsiumkarbonatfiltre og CO₂-rikt grunnvann

Det er ikke ønskelig å dosere for store mengder CO₂ før kalsiumkarbonatfiltre, ikke bare av økonomiske hensyn, men pH kan bli lavere og både kalsium og alkalitet høyere enn ønskelig. Av disse årsakene er det heller ikke ønskelig med grunnvann som har for store mengder CO₂.

Ett mindre behandlingsanlegg med kalsiumkarbonatfiltre hadde grunnvann fra løsmasser som råvannskilde, og hadde installert luftekasse i forkant av sitt nedstrøms kalsiumkarbonatfilter. Dette er et relativt vanlig virkemiddel for å luften ut overskudd av CO₂, men kan også benyttes for å øke oksygeninnholdet i vannet. Erfaringer fra en annen løsmassebrønn i området hadde vist et høyt innhold av fri CO₂, og det ble derfor montert luftekasser også ved etablering av dette vannbehandlingsanlegget. Etter igangkjøring viste det seg raskt at CO₂-innholdet i grunnvannet ikke var spesielt høyt, og luftekassen har siden stått permanent i by-pass. Dette er ett av flere eksempler på at en bedre kartlegging av råvannskvaliteten med uttak av vannprøver og analyser under prøvepumpingen av løsmassebrønnene, kunne vist at luftettrinnet var unødvendig. På den annen side var erfaringen at måling av fri CO₂ burde gjøres direkte ved brønnen for å unngå feilkilder, ikke ved innsending av vannprøver til eksternt laboratorium.

Kalsiumkarbonatfiltre uten CO₂-dosering

Fra anlegg som ikke doserer CO₂ foran sitt kalsiumkarbonatfilter, er det bekreftet at lang oppholdstid kan gi høyere pH enn man har som målsetning. Av ulike årsaker var ikke installasjon av doseringssystem for CO₂-dosering valgt som tiltak på disse anleggene. Andre tiltak som viste seg å gi forbedringer var reduksjon av maksimal mengde marmor i filteret, og skifte av filtermasse til en mer grovkornet marmortype.

De samme anlegg fremhever det som en fordel at man ikke kan overdosere med marmor. Denne påstanden kan stemme godt med et gitt råvann, sammen med et ensidig mål om å ikke overstige forskriftens mål om maks pH 9,5.

5.4.2. CO₂-anlegg

Mange metoder bør kombineres med CO₂-dosering, avhengig av vannkvaliteten. CO₂-anlegget inkl. lagertank leies normalt av kjemikalieleverandøren, og er plassert utvendig og inngjerdet under tak. Oppløsning av CO₂ foregår i en separat drivvannsløyfe. Fysikkens lover gjør at temperaturen på CO₂-gassen faller mye når trykket reduseres, og et vanlig problem er derfor kondens og isdannelse på rør og armatur. Dette bør forebygges. Det er viktig at dette hensyntas ved utforming. Noen er fornøyd med å kunne trekke spyleslange med varmtvann innenfra, rikelig fall på bunnplate og frostsikker bortledning av vann.

5.4.3. Lesket kalk og CO₂

Drift, vedlikehold og design

Drift av lesket-kalkdosering i kombinasjon med CO₂ muliggjør langt mer nøyaktig regulering til en ønsket pH, alkalitet og kalsiuminnhold enn med kalsiumkarbonatfiltre (men samtidig er risikoen for overdosering/feildosering større). Kalkmelk (kalkslurry) fortynnes her til såkalt kalkvann, hvor kalk blir godt oppløst i vannet før tilsetning til vannbehandlingen. Det er enkelt å holde konstant koagulerings-pH med kalkvann kontra overmettet kalkmelk. Når det finnes kalkvann på anlegget

kan dette også brukes til pH-justering av rentvannet, da kalkvann ikke inneholder mye partikler som påvirker turbiditetsmålingen, i motsetning til kalkmelk.

En av ulempene med lesket kalk kontra kalsiumkarbonatfiltre er noe mer vedlikeholdsarbeid. Ved riktig design og dimensjonering er omfanget likevel begrenset til ca. 5–10 minutter daglig. Hvis det i tillegg utføres preventivt vedlikehold blir driftsavbrudd så godt som eliminert.

Eksempler på preventivt vedlikeholdsarbeid er daglig inspeksjon av anlegget og enkelt vedlikehold som spyling. I kalkmelkfordeleren legger det seg over tid en tykk grøtaktig masse i bunnen, som ikke må få ro til å forsteine seg. Det må derfor røres om i kalkmelkfordeler minst annenhver dag. Daglig tidsbruk på kalkanlegget er sjelden over 10 minutter, når det ikke gjennomføres annet planlagt vedlikehold som f.eks. rengjøring og kalibrering av konduktivitetsmålere.

Enkel spyling av kalkvannsbereder (basseng/tank) utføres f.eks. annethvert år med brannslange. Grundig rengjøring av kalkvannsbereder (basseng/tank) gjennomføres ca. hvert 10. år med høytrykkspyling av eksternt firma.



Figur 10: Venstre: Kalkmelkfordeleren



Høyre: Kalkvannsbereder

Konsentrasjon kan reguleres automatisk ut ifra omregning fra online konduktivitet.

Lav overflatebelastning i kalkvannsberedere ansees å være en nøkkelfaktor for problemfrie anlegg for lesket kalk.

Automatisk avtapping fra bunnfall i kalkvannsberedere reduserer behov for stopp/rengjøring drastisk. Avtappingsrør bør ikke støpes inn, da de bør kunne erstattes hvis de likevel skulle gro igjen.

Automatiske sleggeslag på utsiden av silo for lesket kalk og en bred utmating med flere skruer forhindrer problemer med kanaldannelse/brobygging i silo.

Lesket kalk fylles på med høyt blåsetrykk, og silo og sikkerhetsventil må tilpasses dette. Utluft inneholder finstøv og bør passere et stort posefilter, og deretter helst føres ut.

Avhengig av vannverkets behov og vannkvalitetsvariasjon, bør doseringspumper for kalkvann tilpasses et bredt arbeidsområde slik at de både kan levere mye kalkvann ved høye vannmengder, og lite ved små vannmengder. Det kan være behov for to ulike pumpe-sett for å ivareta dette.

5.4.4. Brent kalk og CO₂

Brent kalk benyttes ved noen av de store vannbehandlingsanleggene i Norge, hvor man har valgt å leske brent kalk selv. Brent kalk tilsettes vann, og det dannes lesket kalk i en eksoterm prosess (det dannes varme). De fleste erfaringer fra anlegg for lesket kalk vil derfor også være gyldige for brent kalk.

Noen fordeler med brent kalk er at den er mer konsentrert og krever dermed mindre transport, mindre silovolum og antas være noe billigere pr. kalsiumenhet enn lesket kalk.

5.4.5. Mikronisert marmor og CO₂

Design

Lagertanker må ha kontinuerlig omrøring for å unngå at mikronisert marmor forsteiner seg. Ved lengre stans i omrøring vil det bli nødvendig å hakke løs forsteinet marmor i bunnen.

Tankene må være relativt tette for å unngå utveksling av luft utenom ved tapping og påfylling.

På rørføringen mellom lagertanker og doseringspumpe har det med hell blitt plassert en liten trakt for utskilling av større partikler.

Preventivt vedlikehold

Nevnte trakt kan ha avtapping i bunnen for rutinemessig manuell avtapping. Spyling av lagertanker bør utføres før annen hver fylling.

5.4.6. Natronlut

Natriumhydroksid, også kalt natronlut eller bare lut, benyttes ofte til pH-justering.

Drift og vedlikehold

Hvert 5. år tømmes lagertanker og blandetank, for å unngå at det dannes et seigt belegg av bunnfall av utkrystallisert lut, som på bildet i figur 11.

Frysepunktet til lut svinger med lutkonsentrasjonen. Det anbefales å holde minst 15°C ved lagring av 50 % natronlut.



Figur 11. Bunnfall suges opp fra en lagertank for natronlut som ikke er vedlikeholdt på svært mange år.

5.4.7. Vannglass

I Norge anbefales det å starte med en lav dose på 4 – 12 mg SiO₂/l, og deretter gå over til en vedlikeholdsdose på 10 – 15 SiO₂/l eller lavere. Hvor høy dosen skal være er avhengig av hvilken pH man får. Det er to viktige grunner til at det benyttes såpass lave start doser i Norge: 1) De fleste Norske vannkvalitetene har svært lav bufferevne, og en høy vannglass dose vil ofte kunne føre til at pH blir for høy, og 2) For en typisk Norsk vannkvalitet vil en høy start dose fort føre til at belegg og avsetninger i rørene løsner ukontrollert og gir vannkvalitetsproblemer i starten (f.eks. høy turbiditet og høye konsentrasjoner av jern og mangan).

Vannglass ble introdusert i Norge i 1992, og pr. i dag er det >200 vannverk som har tatt i bruk vannglass (Myrstad et al., 2015). De fleste av disse er svært små vannverk, men det er også enkelte store vannverk. Det benyttes typisk doser på 5 – 12 mg SiO₂/l som vedlikeholdsdose. Felles for de fleste av vannverkene er at vannkvaliteten ute på nettet er blitt mer stabil, og at det er blitt mindre akkumulerte korrosjonsprodukter i

ledningsnett. Det betyr mindre problemer med «rødt/brunt vann», lavere turbiditet, lavere konsentrasjoner av jern, kobber og aluminium, samt mer stabil pH. I tillegg blir det mindre friksjonstap i ledningene, lavere pumpekostnader, enklere å manøvrere ventiler og mindre behov for spyling og rengjøring av nettet. I noen få

tilfeller har det vært problemer med at større mengder korrosjonsprodukter løsner samtidig og gir vannkvalitetsproblemer. Det har også vært noen få rapporter om uønsket beleggdannelse på utstyr hos forbruker.

5.5. Andre metoder

Det er ikke innhentet erfaringer fra vannverkseiere med andre metoder enn de nevnt ovenfor, slik som bruk av soda (natriumbikarbonat), lut + CO₂, eller bruk av lesket

kalk, brent kalk eller mikronisert marmor uten tilsats av CO₂.

5.6. Ønsket kunnskapsløft om korrosjonskontroll

De vanligste ønskene var:

- Hvordan finner man optimal pH, alkalitet og kalsiuminnhold for sitt rentvann?
- Er det lønnsomt å øke doseringen for å redusere korrosjon på distribusjonsnett?
- Kostnadsanalyse for de ulike korrosjonsmetodene er nyttig, både for benchmarking og valg av metode.
- Mer informasjon om bruk av vannglass.
- Noen svarte også at de velger å støtte seg på rådgivere som har aktuell kompetanse, og planlegger derfor i liten grad å fordype seg i temaet.

6. Relevant forskning om karbonatisering

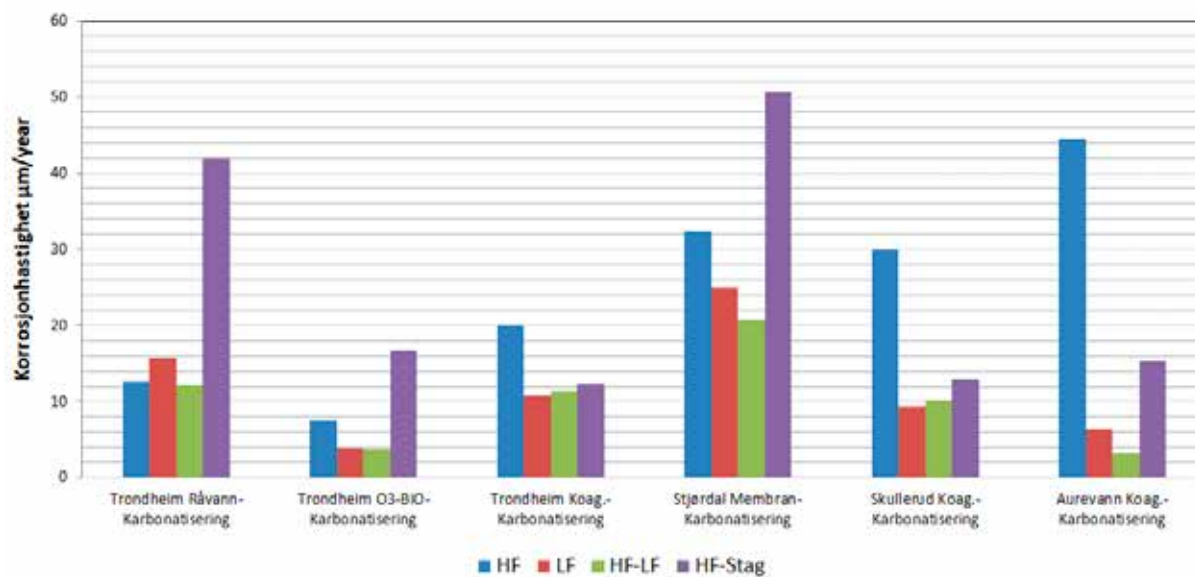
Flere undersøkelser har vist at karbonatisering (øke pH, alkalitet og kalsiumkonsentrasjonen) av typisk norsk overflatevann (dvs. svært bløtt vann med lav pH og lite karbonatforbindelser) gir betydelig reduksjon i korrosjonshastigheten av duktilt støpejern (Østerhus 1991; Østerhus 1992, Fiksdal og Blekkan, 1993; Fiksdal og Klokkehaug, 1994; Hem et al., 1994; Østerhus 1997; Østerhus 1998; Østerhus 2000, Hem et al., 2001). Denne effekten er imidlertid svært avhengig av vannhastigheten. I flere senere prosjekter har man derfor undersøkt effekten av vannhastighet og vannbehandling.

Et av disse prosjektene var et norsk-svensk samarbeidsprosjekt som undersøkte viktigheten av vannkvalitet og strømningshastighet for jernkorrosjon i drikkevanns-distribusjonsnett (Broo et al., 2006). Av særlig interesse var effekten av naturlig organisk materiale (NOM) og hvordan forskjellige behandlingsprosesser påvirker dens egenskaper i forhold til korrosjonsprosessene. Effekten av forskjellige strømningsforhold ble undersøkt, i likhet med stagnasjon. Basert på oppnådde resultater ble følgende konklusjoner trukket:

- Høy alkalitet og høy pH-verdi gir lavere korrosjon av jernmaterialer. Tidligere studier på korrosjon av kobbermaterialer har imidlertid vist at svært høy alkalitet er ufordelaktig.
- Naturlig organisk materiale har en hemmende effekt på korrosjonen. For høye nivåer av lett biologisk nedbrytbart materiale kan selvfølgelig føre til økt risiko for mikrobiologisk aktivitet, som i tillegg til helsemessige aspekter, også kan føre til alvorlige korrosjonsangrep.
- Det bør tilstrebes et høyt redokspotensial og kort oppholdstid i distribusjonsnettet, da korrosjonen øker med redusert redokspotensial.
- Varierende redokspotensial i et distribusjonsnett kan føre til utfelling av partikulære jernforbindelser. Disse partiklene påvirker ikke bare forbrukeren, men kan også forstyrre oppbyggingen av stabile korrosjonsprodukter og øke risikoen for mikrobiologisk innvirkning på korrosjonsprosessen.
- Det er ikke bare vannkvalitet som er viktig for å begrense korrosjon i distribusjonsnettet. God kunnskap om distribusjonsnettets hydrauliske forhold vil gi grunnlaget for å angi hvilke distribusjonstekniske tiltak som bør iverksettes.

I etterkant av ovennevnte prosjekter har SINTEF utført to pilotstudier ved bruk av kupongtestmetoder ved forskjellige strømningsforhold; dvs. Høystrømning (0,2 m/s notert HF), Lavstrømning (0,03 m/s, notert LF), alternering HF-LF (13 timer – 11 timer) og HF-Stagnasjon (13 timer – 11 timer, bemerket HF-Stag.) (Azrague og Østerhus, 2012 og 2015). Resultatene fra disse studiene sammen med andre resultater fra studien (Broo et al., 2006) er samlet og vist i figur 12. Fra disse resultatene, hvor bare korrosjonshastigheten etter ett år ble vurdert, kunne følgende konkluderes:

- For hver vannkvalitet, varierer korrosjonshastighetene betydelig med strømningsforholdene.
- For vannverk med NOM-fjerning ved bruk av koagulering, viste HF strømningsforhold høyere korrosjonshastigheter sammenlignet med andre strømningsforhold inkludert HF-stagnasjon. Det sistnevnte tilfellet viste høyere korrosjonshastigheter enn for LF eller LF-HF.
- Korrosjonshastigheter oppnådd ved HF indikerte en betydelig korrelasjon med kalsiumkarbonatmetning og restioner (sulfat og klorider). Ved HF økte korrosjonshastigheten med økt ioneinnhold (sulfat og klorid), mens den ble redusert ved økning i graden av kalsiumkarbonatmetning (dvs. kombinasjonen av pH, alkalitet og kalsiumkonsentrasjon).
- LF og HF-LF viste relativt lave korrosjonshastigheter hvis riktig korrosjonskontroll blir brukt, og generelt sett observeres det liten forskjell for de norske studiene.
- HF-stagnasjon viste høye korrosjonshastigheter for vann som inneholder NOM, mens for koagulert og karbonatisert vann var den observerte korrosjonshastigheten for HF-Stag på samme nivå som LF og HF-LF.
- Korrosjonshastigheter observert ved HF-stagnasjon viste en korrelasjon med innhold av kalsium, SUVA og sulfat- og kloridioner. Korrosjonshastigheten øker med høyere SUVA- og sulfat- og kloridioner, mens den synker med høyere kalsiuminnhold.



Figur 12. Korrosjonshastigheter observert for stål etter et års kupongtest. HF – high flow; LF – low flow (tilpasset fra Azrague and Østerhus, 2014 and Broo et al., 2006)

7. Relevant forskning om tilsetting av vannglass

Det ble gjennomført forsøk med bruk av korrosjonsinhibitorer natrium silikat på 90-tallet og 2000 tallet.

I forsøk i pilotskala som gikk over ca. 2 år med et typisk norsk overflatevann som råvann (pH-6, alkalitet-0,02 mmol/l, ca. 2 mg Ca/l og temperatur på ca. 2–5 °C) ble korrosjonshastigheten for jern redusert med ca. 30–35 % etter dosering av ca. 8–12 mg SiO₂/l ved en vannhastighet på ca. 0.2 m/s. Til sammenligning, ved karbonatisering til pH-8,3, alkalitet-0,6 mmol/l, ca. 15 mg Ca/l, ble jernkorrosjonen redusert med ca. 50–60 % under ellers like forhold (Østerhus, 1998). Ved lav vannhastighet, ca. 0,01 m/s, ble det ikke målt noen effekt på jernkorrosjonen for noen av de to metodene.

I pilotforsøk er effekten av en tilsetting av natriumsilikat til pH 8 sammenlignet med effekten av en tilsvarende pH-justering med natriumkarbonat, soda (Hem, 2001). Resultatene viste at for både jern og kobber var korrosjonshastighetene de samme med de to ulike kjemikalier, og det var derfor ikke grunnlag for å konkludere med at natriumsilikat har en korrosjonsforebyggende virkning utover pH-effekter, i motsetning til konklusjonene til LaRosa-Thompson og Scheety (1996).

Belegget som dannes ved høy vannhastighet når det doseres vannglass er relativt tynt, hardt og krystallinsk og forventes å kunne gi rimelig god korrosjonsbeskyttelse. En vesentlig del av dette belegget er jern-silikatforbindelser. I tillegg inneholder belegget betydelig med forbindelser som Fe₂O₃ og FeCO₃ som også har beskyttende virkning, samt en del amorfe jernoksid/hydroksidforbindelser som gir lite korrosjonsbeskyttelse (Østerhus, 1998 og Østerhus, 2000).

Det er gjennomført laboratorieforsøk med korrosjon på kuponger av jern ved dosering av natriumsilikat ved ulike pH-verdier og i ulike doser (Hem og Østerhus, 2001). Anlegget ble kjørt med kontinuerlig dosering av vann og kjemikalier. Tilførselen av kranvann ga en midlere hydraulisk oppholdstid på ca. 30 min. Vannhastigheten forbi vekttafskupperne var 0,17 m/s. Forsøksresultatene viste:

- Silikat kompleksbinder jern, men denne effekten avtar over tid (dvs. at kompleksene ikke er tilstrekkelig stabile), og at den avtar raskest ved de laveste silikatdoseringene. En mulig mekanisme er at to-verdig jern kompleksbindes, som derved vil retardere oksidasjonen av to-verdig jern, men at oksidasjonen av kompleksbundet to-verdig jern til tre-verdig gradvis vil skje og medfører at jern etter hvert felles ut. Hvorvidt jern felles ut som hydroksid, eller som kom-

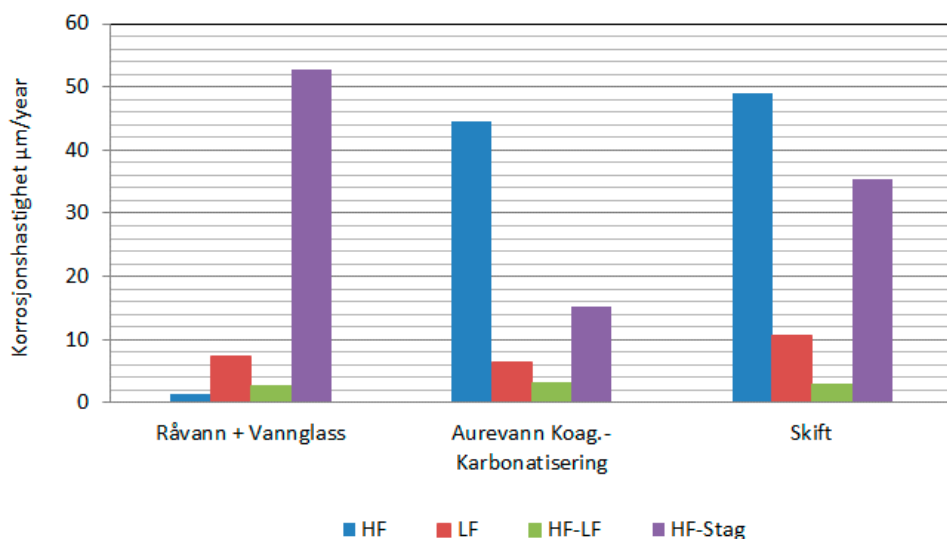
plekser av tre-verdig jern og silikat med lav løselighet, er ikke kjent. Dersom det er denne mekanismen som er årsaken til forsøksresultatene, innebærer dette at kompleksbundet to-verdig jern oksideres saktere enn jern som ikke er kompleksbundet, noe som synes rimelig.

- Forsøksresultatene viser at natriumsilikat kan redusere korrosjonshastighetene for jern. Hvorvidt en vil oppnå denne virkningen vil avhenge av silikatdoseringen og øvrig vannkvalitet. En relativt høy pH gir de beste resultatene, noe som er gunstig med tanke på at norske vannverk som doserer natriumsilikat har en pH opp mot 8,5 i rentvannet. De laveste korrosjonshastighetene ble målt der en også påviste et lag med jernsilikater og andre silikater på vekttafskupperne av jern. Dette laget var ikke inne ved metallflaten, men utenpå lag av jernoksid/hydroksid og jernkarbonat. En mulig effekt av silikatdoseringen er derfor at jernsilikatene danner et relativt tett belegg, og reduserer transport av oksygen inn til metallflaten.
- Dersom en har en lav pH etter silikattilsettingen får en både økt generell korrosjon og økt groptæring i forhold til om en ikke doserer natriumsilikat. Det var da lite silikater i belegget på jernkupperne. Med de rå- og rentvannskvaliteter en har i Norge er dette heldigvis som regel en lite aktuell problemstilling, men et rentvann med pH<7 og mye silikater synes generelt lite gunstig.
- I forsøkene ga en økning av doseringen fra 11 til 15 mg SiO₂/l ingen reduksjon i korrosjonshastigheten, men det advares mot å generalisere denne observasjonen til å gjelde norsk vann i sin alminnelighet. Det er for øvrig ikke urimelig å anta at optimal silikatdosering vil avhenge av vannkvaliteten ved det enkelte vannverk.
- Tilsetting av kalsium sammen med natriumsilikat resulterte i økt korrosjonshastighet og økt groptæring sammenlignet med når kun natriumsilikat ble tilsatt. Korrosjonshastigheten var omtrent den samme som om en verken tilsatte kalsium eller natriumsilikat, mens groptæringen var høyere. Belegget på kupperne var inhomogent, og inneholdt jernoksid/hydroksid, jernkarbonat, kalsiumsilikater, aluminiumsilikater og jernsilikater. Jerninnholdet i vannet var betydelig lavere der en doserte kalsium og natriumsilikat enn der en bare doserte natriumsilikat. En mulig forklaring på den negative effekten av kalsium kan være at kalsium bindes til silikat i stedet for jern. En vil derfor kunne oppleve at en ikke vil få noen redusert korrosjon ved bruk av natriumsilikat der en har et relativt hardt vann, og at heller ikke silikats evne til å fjerne korrosjonsprodukter fullt ut blir realisert. Internasjonale resultater indikerer også at nødvendig silikatdose øker i hardt vann, men at mindre mengder kal-

sium virker positivt hvis kalsium- og silikatkonsentrasjonen er tilpasset hverandre (Montgomery, 1985). Det synes imidlertid klart at effekten av silikat, og optimal silikatdose, er svært avhengig av parametre som bl.a. pH og kalsiumkonsentrasjon.

Videre har SINTEF (Azrague og Østerhus, 2015) undersøkt effekten av alternerende tilførsel av vannkvaliteter med to forskjellige korrosjonskontrollmetoder; karbonatisering og vannglass. Det ble funnet at det ikke er noen dramatisk effekt på kobber og sement på grunn av skifte mellom silikatholdig vann og karbonatisert vann. Imidlertid ble det observert betydelige forskjeller for stålmaterialer. Som vist på Figur 13 var korrosjonshastigheten ved alternerende vannkvalitet alltid høyere eller tilsvarende høyeste observerte korrosjonshastigheten for de to korrosjonskontroll metodene. Videre kan man også merke seg fra disse resultatene at man kan

forvente forskjellig beskyttelse avhengig av type korrosjonskontroll og strømningsforhold. Fra disse resultatene og med de undersøkte råvannskvalitetene, ga vannglass dosering en bedre beskyttelse enn karbonatisering ved HF, og en lik/tilsvarende beskyttelse ved LF og HF-LF, mens metoden var betydelig dårligere ved HF-stagnasjon. Man må imidlertid være oppmerksom på at resultatene er fremkommet i et vann uten fjerning av humus (NOM) selv om NOM innholdet var på 3,5 mg DOC/l. Dette kan ha forstyrret dannelsen av beskyttende belegg, og medført biologisk vekst og potensielt bio-korrosjon. Det er derfor behov for mer forskning for å kunne gi tydelige anbefalinger for store ledningsnett med soner der man har stagnasjon. Samspillet mellom korrosjonskontroll parametre, andre vannkvalitetsparametre og strømningshastighet, er fortsatt ikke godt forstått.



Figur 13. Korrosjonshastigheter observert for stål etter et års kupongtest, HF – high flow; LF – low flow (Azrague and Østerhus, 2014)

Disse funnene viser entydig at strømningsforholdene og vannbehandlingmetode i vesentlig grad påvirker korrosjonen av ubeskyttede stålrør. Årsakene til disse resultatene er komplekse med flere forskjellige kjemiske, fysiske og biologiske parametre. Det er fortsatt behov for forskning for å undersøke og å forstå effekten av strømningshastighet ved forskjellige vannkvaliteter, spesielt med oppdatert kunnskap og nyeste laboratorieutstyr.

Når et nytt renseanlegg skal bygges anbefales det på bakgrunn av ovennevnte funn å inkludere en vurdering (forevaluering) av strømningshastighet i det aktuelle nettverket, samt rørmaterialer og alder på disse med fokus på gamle ubeskyttede metallrør. En grundig forevaluering kan da avstedkomme andre og mer detaljerte anbefalinger mhp. valg av korrosjonskontroll metode, ønsket vannkvalitet, evt. utskifting/rehabilitering av rør, evt. endret drift av ledningsnett, osv., enn hva en generell evaluering vil gi.

8. Knowledge gap – behov for ytterligere forskning

Korrosjon er et kompleks emne, og flere spørsmål er ikke besvart og det er mulig at flere spørsmål vil bli avdekket i senere forskning. Ytterligere forskning er derfor nødvendig for å få en grundigere forståelse av korrosjon med tilhørende fenomen (biokorrosjon, effekter av NOM, effekter av vannkvalitet osv.) og om effektene av korrosjonskontroll og dens fordeler for nettverksdriften og levetiden.

Ny kunnskap om korrosjon vil kunne bidra til å utvikle nyttige verktøy for å kunne vurdere og forutsi korrosjon med tilhørende behov for reparasjon, samt gi bedre grunnlag for valg av korrosjonskontrollmetoder basert på ulike variabler i nettverket (strømningsforhold, rør materialer, alder, osv.) i tillegg til grunnlag for å vurdere løsningenes bærekraft.

Referanser

- Andersen, E.** (2016) Vannrapport 127. *Vannforsyning og helse - veiledning i drikkevannshygiene*. Oslo: Folkehelseinstituttet (FHI).
- Azrague, K. & Østerhus S.W.** (2012) *Comparison of drinking water treatments with respect to corrosion of steel pipes*
- Study for the municipality of Trondheim. SINTEF report.
- Azrague, K. & Østerhus S.W.** (2015) *Corrosion and corrosion control for the municipalities of Asker and Bærum*
- Effect of shifts of water qualities. SINTEF report SBF2015F0193.
- Benjamin, M., Sontheimer, H., & Leroy, P.** (1996) *Corrosion of iron and steel in: internal corrosion of water distribution systems*.
I in: Internal corrosion of water distribution systems. 2 nd edition (s. pp.46). Wasser, Denver, Co.: AWWA research foundation and DVGW technology, Wasser, Denver, Co. pp.46.
- Borg, A., Kveldsvik Dejardins, A., & Nersund Larsen, H.** (2019) *Klimagassutslipp, veiledning for vannbransjen*,
Norsk Vann Rapport: 251/2019.
- Brandt, J.** (2011) *Korrosjonskontroll ved bruk av fellingsanlegg og Moldeprosessen spesielt*. Fagtreff om korrosjonskontroll,
Norsk vannforening, Svartediket VBA, 11.10.2011
- Broo, A., Berghult, B., Østerhus, S., & Hem, L.** (2006) *Järnkorrosion i dricksvattenledningar - betydelsen av strömningshatighet och beredningssteg för reduktion av NOM*. Hamar: Svenskt Vatten.
- Broo, A., Berghult, B., Østerhus, S., & Hem, L.** (2001) *Jernkorrosjon i drikkevannsledninger. Sammenstilling av norske og svenske forskningsresultater, litteraturoversikt og behov for fremtidig forskning*. VA-Forsk.
- Douglas, B. D. og Merrill, D. T.** (1991): "Control of Water Quality Deterioration Caused by Corrosion of Cement-Mortar Pipe Linings",
AWWA Research Foundation, USA.
- Fiksdal, L., & Blekkan, R.** (1993) *Vannkvalitet og korrosjon på støpejern. Forfall ledningsnett, delrapport nr 1, rapport B1-1993-3*,
Institutt for Vassbygging, Universitet i Trondheim.
- Fiksdal, L. & Klokkehaug, A.** (1994) *Vannkvalitet og korrosjon på støpejern II Forfall ledningsnett, delrapport nr 3, rapport B1-1994-2*,
Institutt for Vassbygging, Universitet i Trondheim.
- Hem, L., Vik, E., & Bjørnson-Langen, A.** (2001) *Water treatment to reduce internal corrosion in the drinking water distribution system in Oslo*.
Water Supply 1(3), 91-96.
- Hem, L., Vik, E., Weideborg, M., & Østerhus, S.** (1994) *Korrosjonsmålinger for OVA 1992-93*. Aquateam-rapport 93-036.
- Helse- og omsorgsdepartementet (HOD)** (2017) *Forskrift om vannforsyning og drikkevann (drikkevannsforskriften)*.
Hentet fra <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2016-12-22-1868>
- Hongve, D. W.** (1992) *Norsk vannkvalitet og behovet for korrosjonskontroll ved vannverk*. Tidskriftet VANN - 4, 581-589.
- Hyllestad, S., Lyngstad, T. M., Nordheim, C. F. & Janak, K.** (2019). *Rapportering av data for vannforsyningssystemer i Norge for 2018*.
Oppdrag fra Mattilsynet. Oslo: Folkehelseinstituttet (FHI).
- Legrand L. and Leroy P.** (1990) *Prevention of Corrosion and Scaling in Water Supply Systems*. Ellis Horwood Series in Water and Waste Water Technology, New York.
- Leroy, P.** (1996): "Cement Based Materials - Degradation and Protection", in *Internal Corrosion in Water Distribution Systems*
(eds. Hedberg, T., Vik, E. A. and Ferguson, J. F.), proceedings from an international workshop and seminar at Chalmers University og Technology, Sverige, 1995.
- Mattilsynet** (2019) *Status for drikkevannsområdet i landets kommuner*. Oslo: Mattilsynet.
- Meland, I.** (1995): "Mørtelforinger i støpejernsrør", rapport nr STF60 A95019, SINTEF NHL.
- Myrstad, L., Nordheim, C. F., Janak, K.** (2015) *Vannrapport 122*. Rapport fra Vannverksregisteret. Drikkevannsstatus (data 2011).
Oslo: Folkehelseinstituttet (FHI).
- Norsk Vann** (2005) *VA-FAKTA V4 Vannforsyning - Korrosjonsprodukter i drikkevann*.
Hentet fra https://www.norskvann.no/images/faktaark_vann/v4_korrosjonsprodukter.pdf

Norsk Vann (2005) *Korrosjonsprodukter i drikkevann*.

Hentet fra https://www.norsk vann.no/images/faktaark_vann/v4_korrosjonsprodukter.pdf

NORVAR. (2004) *Vannledningsrør i Norge - historisk utvikling*. 135/2004. Hamar: Norsk Vann.

Pedersen, B. (2020) Hentet fra Edelmetaller: <https://snl.no/edelmetaller>

SINTEF (2014) *Byggforskserien - Korrosjon på sanitærinstallasjoner av kobber og messing*.

Hentet fra https://www.byggforsk.no/dokument/3159/korrosjon_paa_sanitaerinstallasjoner_av_kobber_og_messing

Snoeyink, V. & Wagner, I. (1996) *Principles of Corrosion of Water Distribution Systems*. In: Internal Corrosion of Water Distribution Systems. 2nd edition. Ed. American Water Works Association Research Foundation. Denver, Co.

Tryland, Ø. (1990) *Modell for alkalisering og korrosjonskontroll i vannforsyningsanlegg*. Tidsskriftet VANN - 1, 70-73.

VA/Miljø-blad Nr 18 (1997) *Korrosjonskontroll*. Stiftelsen VA/Miljø-blad.

Vik, E. (1989) *Vannkvalitetsendringer på norske vann-forsyningsnett pga. innvending korrosjon*. Vann 3-89, 448-463.

Vik, E.A., Hongve, D. & Nilsen, T. (1988) *NTNFs program for drikkevannsforskning: "Innvendig korrosjon av vannledninger"*
ISBN 82-7224-261-3.

Vikhagen, A. K., & Eliassen, M. (2019) *Beste praksis for HMS i vannbransjen*. Norsk Vann.

Ødegaard, H., Brandt, J., Liane, S., & Østerhus, S. (2015) *Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg*.
Hamar: Norsk Vann rapport 212/2015.

Østerhus, S.W. (1991) *Korrosjonsmålinger på Nedre Romerike Vannverk A/L*. SINTEF-NHL-rapport STF60A91104.

Østerhus, S.W. (1992) *Korrosjonskontroll — Trondheim kommune, Hovedrapport*. Rapport nr STF60 A92080, SINTEF NHL.

Østerhus, S.W. (1997). *Corrosion of iron and copper in potable water distribution systems. The effect of water quality assessed by electrochemical methods*, Ph.D. thesis. Trondheim: Department of Hydraulic and Environmental Engineering, Norwegian University of Science.

Østerhus, S.W. (1998a) *Vannglass som korrosjonsinhibitor — Resultater fra pilotforsøk i Orkdal kommune*. SINTEF Bygg og miljøteknikk, Vannrensing og VA, rapport nr STF22 A98319.

Østerhus, S.W. (1998b) *Kalsiumkarbonatfilter for korrosjonskontroll*. Norsk Vann rapport 89/1998.

Østerhus, S.W. (2000) *The Effect of Mineralization and Silicate Addition for Corrosion Control in Soft Low Carbonate Waters. In proceedings from international seminar on Pipe Material Selection in Drinking Water Systems — Sustainable Drinking Water Distribution Management*, Chalmers University of Technology, Goteborg.

TIDLIGERE UTGITTE RAPPORTER

2022	275	Mikroforurensninger og legemidler i avløpsvann
	273	Veileder i samfunnsøkonomiske analyser for vannbransjen
	272	Sikker utforming av åpne overvannsløsninger
	271	Åpen fordryning - Etablering av anlegg for permanente og midlertidige vannspeil med dybde over 20 cm
	270	Helsemessig sikker drift av vannledningsnett - prosedyrer og anbefalinger
	269	Risikovurdering av bergsprengte drikkevannsmagasiner
	268	PFAS i råvann og drikkevann fra Norge
2021	267	Veiledning for utarbeidelse av kommunale forskrifter på avløpsområdet
	B27	Forurensninger i overvann fra urbane flater - vannmiljø og rensetiltak
	266	Vannbransjens erfaringer med kommunesammenslåinger
	265	MEMiNOR: Membranfiltrering for fjerning av Naturlig Organisk Materiale i Nordiske drikkevann
	264	Alternativ til akkreditert prøvetaking
	263	Trykkoptimalisering på vannledningsnett - beste praksis
	262	Undersøkelser som grunnlag for valg av avløpsløsning
2020	261	Omfyllingsmasser
	260	Innovative anskaffelser i vannbransjen
	259	Kommunalt finansieringsbehov i vannbransjen 2021 - 2040
	258	Rekutteringsbehov i vannbransjen - status og prognoser 2020 - 2050
	257	Etablering og drift av mindre avløpsanlegg
	256	Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg
	255	Bærekraftig fremmedvannsandel - Modell for vurdering av riktig nivå
2019	254	Forvaltning av nedbørsfelt for overflatevannkilder
	B26	Kunnskapsbehov innen overvann og klimatilpasning
	B25	Forprosjekt - Digital Vannstatistikk
	253	Mikroplast i avløpsvann, avløpsslam og jord
	252	Kummer - Klassifisering og tilstandsvurdering
	B24	Primærrens - Status og renses effekter 10 år etter
	C14	Bærekraftig fornyelse av ledningsnett
2018	250	Klimagassutslipp, veiledning for vannbransjen
	250	Kommunens roller, rettigheter og fremgangsmåter i private utbyggingsområder
	249	Veiledning i nød vannforsyning
	B23	Evaluerer av Norsk Vanns prosjektsystem
	248	Organic Pollutants in Norwegian Wastewater Sludge
	247	Beste praksis for HMS-arbeid i vannbransjen
	246	Regulering og organisering av vann- og avløpssektoren i utvalgte europeiske land
2017	245	Veiledning for tilstandsvurdering av infiltrasjonssystemer
	244	Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsplan for drikkevann
	243	Verdiforvaltning av vann- og avløpsinfrastruktur
	242	Praktiske råd ved valg av ledningsmateriale
	241	Mapping microplastic in Norwegian drinking water
	240	UV-desinfeksjon av drikkevann
	B22	Vann og avløp i arealplanlegging og byggesaker
2016	239	Beregning av bærekraftig lekkasjenivå
	238	Informasjonssikkerhet og skybaserte tjenester
	237	Dataflyt for GIS-informasjon i VA-prosjekter
	236	Akseptkriterier - Vurdering av nye og nyrenoverte avløpsledninger ved rørispeksjon
	235	Dataflyt
	234	Rørispeksjon av hovedledninger for vann og avløp
	233	Veiledning for bruk av betongrør og kummer
2015	232	Plastrør for vannforsyning og avløp: Hvordan skal vi oppnå minst 100 års levetid?
	231	NOMiNOR: Natural Organic Matter in drinking waters within the Nordic Region
	230	NOMiNOR: Naturlig Organisk Materiale i Nordiske drikkevann
	229	Sikring av vannforsyning mot tilsiktede uønskede hendelser
	228	Tilførsel av industrielt avløpsvann
	227	Beregning av forurensningsutslipp fra avløpsanlegg
	226	Tømming av slam
2014	225	Trykkavløp i spredtbygde og urbane strøk
	224	Eierskap til stikkledninger
	223	Finansieringsbehov i vannbransjen 2016 - 2040
	222	Dokumentasjon av utslipp fra avløpsnett
	221	Smart ledningsfornyelse - bruk av NoDig-metoder
	B21	Utvikling av studietilbud i bachelor i vann- og miljøteknikk
	B20	Norske tall for vannforbruk med fokus på husholdningsforbruk
2013	220	Kritiske ledninger for vann og avløp - klassifisering og tiltaks vurdering
	219	Eksempler på implementering av bærekraft i vannbransjen
	218	Vann til brannslukking og sprinkleranlegg
	217	Videreutvikling av beregningsmetodikk for gjenanskaffelsesverdi og investeringsbehov
	215	Tilbakestrømssikring - veiledning til vannverkseiere
	214	Forslag til ny sektorlov for vanntjenester
	213	Sikkerhetsstyring for vannbransjen
2012	212	Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg
	211	Erfaringer med ozon-biofiltrering for behandling av drikkevann
	210	Veiledning for praktisering av selvkost
	209	Veiledning i mikrobiell barriere analyse
	208	Sikring av kvalitet på ledningsanlegg
	207	Stikkledninger - ansvar og teknisk utforming
	206	Biostabilitet i drikkevannsnett
2011	205	Bærekraftig forvaltning av VA-tjenestene
	204	Åpne flomveier i bebygde områder
	203	Fra driftsassistanter til regionale vannassistanser
	202	Microbial barrier analysis (MBA) - a guideline
	201	Anskaffelser i vannbransjen
	200	Håndtering av overvann fra urbane veger
	199	Etablering av gode VA-løsninger i spredt bebyggelse
2010	198	Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam - Resultater fra undersøkelsen i 2012/13
	197	Avløpsanlegg Vurdering av risiko for ytre miljø
	196	Veiledning i tilstandskartlegging og fornyelse av VA-transportsystemer
	195	Sikkerhet og sårbarhet i driftskontrollsystemer for VA-anlegg
	B19	Varmepumper i drikkevannsforsyningssystem
	B18	Kranvannets kokebok for kommunikasjon
	B17	Investeringsbehov i vann- og avløpssektoren
2009	194	Energiriktig design og prosjektering av avløpsrenseanlegg
	193	Veiledning i dimensjonering og utforming av VA-transportsystem
	192	Veiledning for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken
	191	Rettigheter til uttak av vann til allmenn vannforsyning
	190	Klimatilpasningstiltak innen vann og avløp i kommunale planer
	188	Veiledning for drift av koaguleringsanlegg
	C8	Omdømmeplattform og -strategi
2008	187	Kommunal overtakelse av vannverk organisert som andelslag eller samvirkeforetak
	186	Veiledning i omorganisering av andelsvannverk til samvirkeforetak
	185	Fett i avløpsnett. Kartlegging og tiltaksforslag
	184	Tilsyn med utslipp fra avløpsanlegg innen kommunens myndighetsområde
	183	Veiledning om regulering av VA-tjenester til næringsmiddelindustri
	182	Prøvetaking av avløpsvann og slam
	181	Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng
2007	180	Fjernavlesning av vannmålere
	179	Veiledning i utarbeidelse av kommunale gebyrforskrifter for vann og avløp
	B16	Veiledning for kartlegging av energibruk i VA-sektoren
	B15	Vannforskriktens økonomiske konsekvenser for kommunesektoren og avløpsanleggene
	C7	Forvaltningspraksis ved norsk damsikkerhet
	178	Grunnundersøkelser for infiltrasjon - mindre avløpsanlegg
	177	Drikkevannskvalitet og kommende utfordringer - problemoversikt og status
2006	176	Statlige gebyrer og avgifter på de kommunale VAR-tjenestene
	175	Vann og avløp for nye i bransjen - læreplan. E-læring og samlinger
	174	Hygienisering av avløpsslam. Langtidslagring og enkel rankekompostering. Resultater fra 3 års valideringstesting
	173	Veiledning for bruk av støpejernsrør
	B14	Klimatilpasningstiltak i VA-sektoren - forprosjekt
	B13	Silslam - mengder, behandlingsløsninger og bruksområder. Forprosjekt.
	172	Trykktap i avløpsnett
2005	171	Erfaringer med lekkasjekontroll
	170	Veileder til god desinfeksjonspraksis
	169	Optimal desinfeksjonspraksis fase 2
	168	Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg
	167	Veiledning for kjøp av VA-kjemikalier
	166	Tiltak for å bedre fosforfjerningen på kjemiske rensesanlegg
	165	Innsamlingsverktøy for vedlikeholdsdata
2004	B12	Drikkevann i media
	164	Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann
	163	Veiledning for innhenting og evaluering av tilbud på analyseoppdrag
	162	Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering
	161	Helsemessig sikkert vannledningsnett
	160	Driftserfaringer med membranfiltrering
	159	Håndbok i kildesporing i avløpssystemet
2003	158	Termoplastrør i Norge - før og nå
	B11	Økonomiske forhold i interkommunalt VA-samarbeid - praksis og kjøreregler
	B10	Vannkilden som hygienisk barriere
	B9	Utvikling av et system for spørreundersøkelser blant VA-kundene
	C6	I veien for hverandre - Samordning av rør og kabler i veigrunnen
	157	Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. Resultater fra undersøkelsen i 2006/07
	156	Veiledning for oljeutskilleranlegg
2002	155	Norm for merking og FDV-dokumentasjon i VA-sektoren
	154	Norm for tagkoding i VA-anlegg
	153	Norm for symboler i driftskontrollsystemer for VA-sektoren
	152	Veiledning for anskaffelse av driftskontrollsystemer i VA-sektoren
	151	Veiledning for vedlikeholdssystemer (FDV)
	150	Dataflyt - Klassifisering av avløpsledninger
	B8	Forprosjekt energinettverk i VA-sektoren
2001	B7	Sandnesmodellen. Eksempel på system for kommunikasjon og virksomhetsstyring
	149	Tilførsel av industrielt avløpsvann til kommunalt nett. Veiledning
	148	Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsprogrammer for drikkevann
	147	Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann
	146	Bærekraftig vedlikehold. Betraktninger av utvalgte problemstillinger knyttet til langsiktig forvaltning av vannledningsnett
	B6	Kommunikasjonsstrategi for NORVAR og norske vann og avløpsverk
	B5	Utslipp fra bilvaskehaller



Norsk Vann BA, Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Tlf: 62 55 30 30 E-post: post@norsk vann.no
www.norsk vann.no