

Jern- og manganproblematikk ved grunnvannsuttak med eksempler fra Ringerike og Sunndal vannverk

Av Lars Aaberg Stenvik og Bernt Olav Hilmo

Lars Aaberg Stenvik er stipendiat ved Institutt for geovitenskap og petroleum, NTNU.

Bernt Olav Hilmo er dr.ing. og hydrogeolog i Asplan Viak AS.

Summary

Iron and manganese in groundwaterworks – review of problems and case studies from Ringerike and Sunndal. Iron and manganese are redox sensitive elements that precipitate as (hydr)oxides in oxic and dissolve in anoxic environments respectively. These elements represent risks in groundwater extraction due to precipitation and clogging in the wells and pipelines, and coloring and bad taste of the drinking water. Iron precipitation is generally a larger problem than manganese precipitation, as manganese is less abundant and has slower oxidation kinetics. Sunndal waterworks have for a long time experienced problems with iron incrustations. Mechanical rehabilitations have been unsuccessful to remove all incrustations and fully restore the well capacities. The lack of success can be explained by maturing of iron (hydr)oxides to harder and less soluble minerals with time. Rehabilitation should thus be carried out early, possibly combined with chemical additives increasing the oxide solubility. Ringerike waterworks have experienced an increase in manganese concentrations after 19 years of operation. Problems with high concentrations of manganese with time can be explained by slow oxidation rates and sorption retarding the manganese transport. Redox parameters and specific yield should be measured regularly to reveal problem (type).

Sammendrag

Jern og mangan er redoks-sensitive elementer som oksideres og felles ut som (hydr)oksider i oksygenrikt miljø, og reduseres og løses i vann ved oksygenfattige forhold. Høye elementkonsentrasjoner ved grunnvannsuttak gir problemer med utfellinger som tetter brønnfiltre og ledningsnett, samt uønsket farge og smak på drikkevannet. Utfelling av jern gir vanligvis større driftsproblemer enn utfelling av mangan, grunnet større tilgjengelighet i naturmiljøet og raskere utfellingskinetikk, mens mangan representerer en større utfordring i vannbehandlings-sammenheng. Sunndal vannverk har hatt store utfordringer med høyt innhold av jern og jernutfellinger siden etableringen. Brønnrehabiliteringer har ikke klart å gjenopprette kapasiteten, noe som kan skyldes modning av utfellingene til mindre løselige jernmineraler over tid. Rehabiliteringer, eventuelt inkludert kjemiske metoder for å øke løseligheten, bør derfor gjennomføres på et tidlig stadie. Problem med høye konsentrasjoner av mangan etter lengre tid kan skyldes treg utfellingskinetikk og sorpsjon som sinker mangantransporten i grunnvannsmagasinet. Dette kan forklare forhøyede mangankonsentrasjoner etter 19 års drift ved Ringerike vannverk. For å avdekke problem(type) bør redoksparametere og spesifikk brønnkapasitet måles jevnlig.

Introduksjon

Høye konsentrasjoner av løst jern og mangan i forbindelse med grunnvannsutttak har lenge vært et kjent problem internasjonalt og nasjonalt, både for drikkevannskvaliteten (Ellingsen, 1992) og driften av grunnvannsbrønner (Banks, 1992). De negative sidene ved jern og mangan i et drikkevannsperspektiv er først og fremst knyttet til farge og smak, og ikke til helsemessige konsekvenser (World Health Organization, 2017). Drikkevannsforskriften (2017) angir grenseverdier på 0,2 mg/l for jern og 0,05 mg/l for mangan. I brønndriftssammenheng vil høye konsentrasjoner av stoffene føre til risiko for utfelling av jern- og manganforbindelser som tetter igjen brønnfiltre og -rør, og gir lavere uttakskapasitet (Banks, 1992).

Flere av de store grunnvannsanleggene i Norge har problemer med for høyt innhold av jern og/eller mangan. For eksempel har løsmassebrønner som forsyner vannverkene i Lillehammer, Ringerike og Sunndal opplevd problemer med høye konsentrasjoner av mangan eller jern som har medført etablering av nye brønner og kostbare vannbehandlingsanlegg. Særlig kostbart har dette vært for Lillehammer og Ringerike hvor det henholdsvis er planlagt og etablert vannbehandlingsanlegg for manganfjerning. Anlegget til Ringerike vannverk kom i drift fra februar 2018 og kostet 120 millioner kr (Ramsrud, 2018), mens anbefalt løsning i Lillehammer vil koste drøyt 250 millioner kr (Holmøy, 2019). Årsaken(e) til problemene med økning i mangan-konsentrasjoner over tid er likevel ikke fullt ut forstått.

Vi skal her se nærmere på Ringerike vannverk og Sunndal vannverk. Begge anleggene er basert på *indusert elveinfiltrasjon* for mating av akviferen (grunnvannsmagasinet). Dette er en naturlig effekt av grunnvannsutttak fra en akvifer i kontakt med et vassdrag, der elvevann infiltreres inn i akviferen når grunnvannsnivået senkes under elvas nivå. Denne endringen i strømningsmønster medfører også endring i akviferens geokjemiske prosesser som påvirker mobiliteten til jern og mangan (Farnsworth & Hering, 2011).

Videre gjennomgås jern- og manganproblematikk i grunnvannsbrønner, basert både på de geokjemiske prosessene ved indusert elveinfiltrasjon og strømning i og rundt grunnvannsbrønner, med eksempler fra Ringerike og Sunndal vannverk.

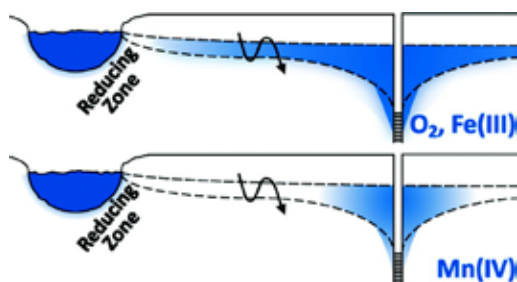
Jern- og manganproblematikk ved grunnvannsutttak

Jern og mangan er to grunnstoffer med relativt lik oppførsel i naturmiljøet. Begge opptrer med forskjellige oksidasjonstall avhengig av reduksjons-oksidasjonsforhold. Under oksiderende forhold vil stoffene gi fra seg elektroner, typisk til oksygen, og opptre med høyt oksidasjonstall, lav løselighet og danne (hydr)oksid-mineraler som felles ut fra vannfasen. Ved reduserende forhold uten tilgang på oksygen vil jern og mangan være mer løselig, og opptre som løste ioner i vannfasen. I tillegg vil lavere pH-verdier føre til økt løselighet av stoffene. Hvorvidt jern og mangan foreligger som løste stoffer i vannfasen eller som faste stoffer er derfor avhengig av redoksmiljøet og pH (Garrels & Christ, 1965).

Det er også noen viktige forskjeller mellom de to stoffene. Mangan krever mer energi, i.e. høyere oksygenkonsentrasjoner, for å oksidere. I tillegg er manganoksidasjon generelt tregere enn jernoksidasjon (Stumm & Morgan, 1996). For øvrig finnes det normalt mer jern enn mangan i jorda (jordskorpa består av mye mer jern enn mangan), noe som ofte gjenspeiles i høyere konsentrasjoner av jern enn mangan i grunnvannet (Houben & Treskatis, 2007).

Jern og mangans oppførsel ved indusert elveinfiltrasjon har blitt studert av Farnsworth & Hering (2011) (se Figur 1). De viser at det typisk dannes en reduserende sone ved elvebanken. Dette skyldes at oksygenet i elvevannet forbrukes ved nedbryting av organisk materiale i akviferen eller infiltrert elvevann, som fører til reduserende forhold og oppløsning av jern og mangan. Elvevann har typisk lavere pH enn grunnvann, noen som vil kunne føre til oppløsning av jern- og mangankarbonater, og ytterligere økning i jern- og mangankonsentrasjon i grunnvannet.

Avhengig av akviferens sorpsjonskapasitet vil en gitt mengde løst jern og mangan adsorberes til akviferet materialet, noe som vil bremse jern- og mangantransporten mot brønnen. Rundt produksjonsbrønnen vil også hyppige svingninger i grunnvannsnivået føre til oksygenering av grunnvannet ved at gassbobler «fanges» inn i porer i akviferen, som igjen vil føre til oksiderende forhold for jern og mangan (blå sone i Figur 1). Ettersom mangan krever mer oksygen for å oksidere enn jern, er manganoksidasjon begrenset til et mindre område rundt produksjonsbrønnen enn jernoksidasjon.



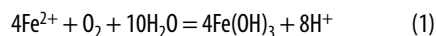
Figur 1. Indikasjon av redokstilstand for jern (Fe) og mangan (Mn) ved elveindusert grunnvannsutttak: Oksidert, uløst (blå sone) og redusert («Reducing zone»), løst (hvit sone) (Farnsworth & Hering, 2011).

Mangans relativt trege oksidasjonskinetikk kan også føre til at mangan ikke rekker å oksideres og felles ut før det når brønnen (Bourg & Richard-Raymond, 1994). I så fall vil det eneste som hindrer det løste manganet i å nå brønnen være sorpsjon av mangan til akvifersedimenter. Finkornet materiale med stor(t) overflateareal og -ladning, som silt, leire, organisk materiale og oksider vil være effektive adsorbenter (Appelo & Postma, 2005). Sorpsjon vil likevel ved lengre tids elveinfiltrasjon ikke være tilstrekkelig til å «rense» vannet for mangan, ettersom sorpsjonsplassene i akvifersedimentene til slutt brukes opp (Farnsworth & Hering, 2011). Dette kan føre til at en *sorpsjonsfront* med høy konsentrasjon av mangan i sedimentene og grunnvannet når produksjonsbrønnen etter lengre tids drift. Et eksempel på denne effekten er vist ved et rensaneanlegg i Israel, der avløpsvann infiltreres gjennom et basseng i umettet sone. Først etter 8-12 års drift viste observasjons-

brønner 500 meter nedstrøms infiltrasjonsbassenget økning i mangankonsentrasjoner (Oren et al, 2007).

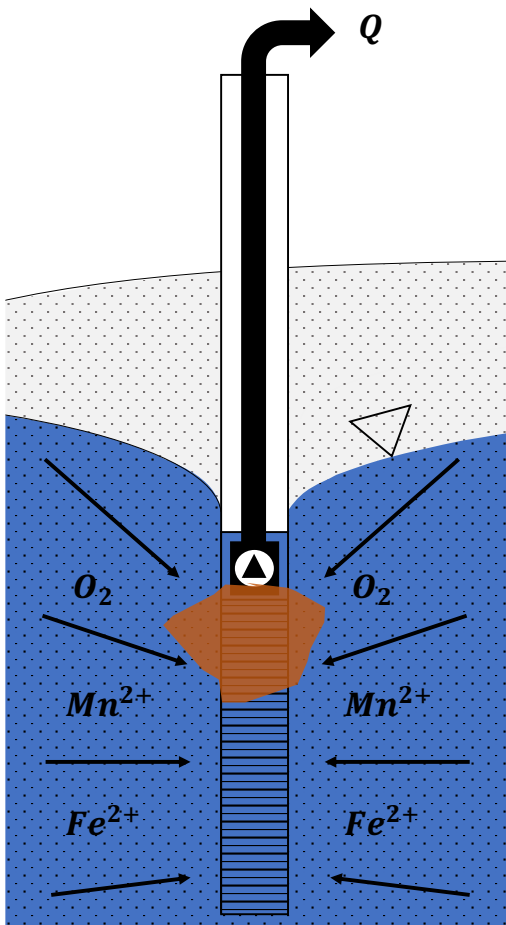
Eventuelt kan lokalt høye konsentrasjoner av mangan skyldes nærhet til leirlinser eller annet finkornet materiale, som medfører lengre oppholdstider og mindre oksygentilførsel, og legger til rette for trege redoksreaksjoner (Bourg & Richard-Raymond, 1994).

Redoksmiljøet vil også endres vertikalt i en akvifer, med en oksisk sone øverst i kontakt med atmosfæren som gradvis blir mer reduserende mot dyppet etter hvert som oksygen brukes opp i redoksreaksjoner. Det forventes derfor å finne høyere konsentrasjoner av først mangan og senere jern mot dyppet, som følge av at mangan reduseres ved høyere redokspotensiale. En brønn vil ofte trekke vann fra både den grunne, oksiderte sonen, og den dypere, reduserte sonen, se Figur 2. Brønnen vil da fungere som en «redokskortslutning», der oksygen- og jernrikt vann blandes (eng: «mixing»). Dette vil føre til jernoksidasjon, som beskrevet med likevektsligningen (Houben & Treskatis, 2007)



der Fe^{2+} er redusert, løst jern, O_2 er løst oksygen, H_2O er vann, $\text{Fe}(\text{OH})_3$ er jernhydroksid som utfelles, og H^+ er løst hydrogenion. Forholdet mellom akviferens selv- og elvemating vil avgjøre forholdet mellom lateral og vertikal endring i redoksmiljø.

Området i og rundt en grunnvannsbrønn er et meget dynamisk system. Kjemisk likevekt under blanding av grunnvann med ulik redokstilstand kan derfor ikke antas. Kinetiske betraktninger bør derfor inngå i forståelsen av de kjemiske prosessene. Rundt nøytral pH styres utfellingskinetikken til jernhydroksider av jernoksidationsraten, som er lineært proporsjonal med jern- og oksygeninnhold, og proporsjonal i andre potens med pH (Stumm & Lee, 1961). Videre vil jern oksidere raskere når det er adsorbent til jern(hydr)oksid (Tamura et al., 1976), noe som medfører at oksidasjonsraten vil øke med økende jernoksid dannelse på akviferet materiale



Figur 2. Blanding av grunt, oksygenrikt vann og dypt, jernrikt vann rundt produksjonsbrønn under pumping. Indikasjon av filtersone som typisk har mest utfelling (oransje) (etter Houben & Treskatis (2007)).

og i brønnene. I tillegg til denne selv-katalyserende effekten vil også jernoksidende bakterier som tilegner seg energi fra jernoksidasjon kunne katalysere utfelling av jern (Houben & Treskatis, 2007).

Manganutfelling er sjeldnere enn jernutfelling i brønner ettersom mangan er mindre tilgjengelig enn jern i jordskorpa og oksidasjonskinetikken til mangan er tregere enn for jern. For øvrig er det sjelden jern- og manganutfelling finnes i samme del av en brønn, ettersom de dannes ved forskjellige redoks-betingelser (Houben & Treskatis, 2007).

Mengden utfelt materiale i og rundt brønnen henger tett sammen med dens uttakskapasitet, ettersom utfellingene minsker strømningsarealet og øker friksjonen i porerommene i akviferen og filterslissene i brønnfilteret. Dette, sammen med utfellingenes selv-katalytiske effekt, forklarer hvorfor spesifikk kapasitet avtar raskere med tiden i brønner der jernoksid utfeller (Houben, 2004).

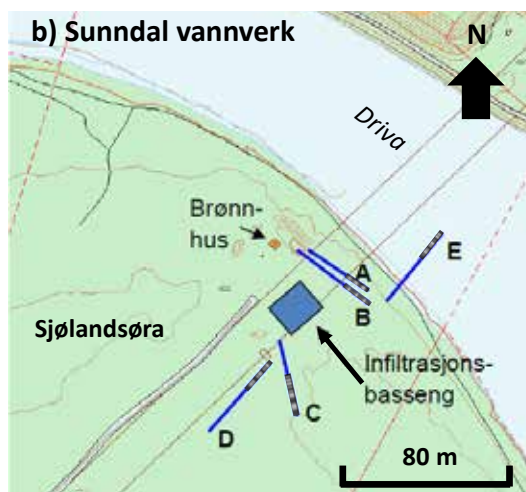
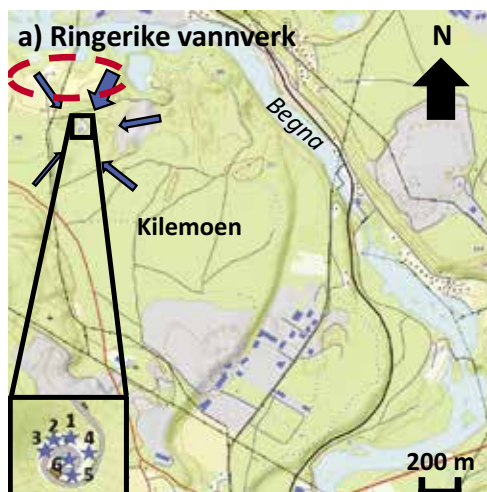
Jernhydroksid-utfellingene vil til å begynne med være amorf, finkornede krystaller med stort overflateareal. Disse krystallene er ikke stabile, og vil med tiden omformes til større mineral-korn, med mindre overflateareal og lavere løselighet. De «modnede» jernoksidene vil med sin økte stabilitet være vanskeligere å fjerne ved brønnrehabilitering (Houben & Treskatis, 2007). Tidshorisonten for denne omvandlingen er fra dager til år, og er blant annet avhengig av pH, der høyere pH medfører raskere modning av mineralene (Schwertmann & Murad, 1983).

Det er dermed på forhånd ikke mulig å sette noen klar tidsgrense for når brønner bør rehabiliteres uten kjennskap til det enkelte problem. I litteraturen nevnes ulike tiltaksgrenser tilknyttet spesifikk kapasitet Q/s , der Q er pumperate og s er senkning av vannivå i brønn fra naturlig nivå. Erfaring fra Tyskland tilsier at brønner bør rehabiliteres før de har mistet 20 % kapasitet (Houben & Treskatis, 2007). Driscoll (1986) og McLauhglan (2002, i Houben & Treskatis, 2007) anbefaler derimot rehabilitering ved henholdsvis 25 % og 10 % redusert kapasitet. I Norge har anbefalingen vært å rehabiliteres ved 30 % kapasitetsnedgang, en anbefaling som ofte ikke følges grunnet mangelfull overvåking av den spesifikke kapasiteten til produksjonsbrønnene (Hilmo & Gurigard, 2017).

Når grunnvannspumpa er plassert over brønnfilteret, og filteret ikke penetrerer hele akviferen, vil mesteparten av innstrømningen til brønnen foregå i øverste del av brønnfilteret. Erfaringsmessig er dette også sonen med mest jernutfelling (se Figur 2). Økende utfellingsrate med strømnings-hastighet mistenkes for jernoksid (Houben, 2006), slik som allerede er bevist for kalsitt (Zeppenfeld, 2005). Ettersom jernutfelling først tetter toppen av filteret vil

Tabell 1. Generell informasjon om grunnvannsverkene på Ringerike og i Sunndal. Informasjon er innhentet fra Vestland^a (2012), Hilmo & Møller^b (2012), Hilmo^c (2018), data fra vannverket i Ringerike^d og Hilmo^e (2017). Mut = meter under terrengoverflaten.

	Ringerike	Sunndal
Midlere uttak (l/s)	80-90 ^a	50 ^b
Abonnenter	23500 ^a	5500 ^b
Brønner (antall)	6 (+ 2 i reserve) ^a	5 ^c
Brønntype	Vertikale ^a	Skråstilte (6,6-20,5°) ^c
Brønndybde (m)	27-47 ^d	6,6-15 ^{c, e}
Filtertopp (mut)	16-27 ^d	5-10 ^{c, e}
Filterlengde (m)	10-20 ^d	10-20 ^{c, e}
Brønnetablering (år)	1987 (Brønn 1, 2, 3) ^d 2007 (Brønn 4 og 5) ^d 2009 (Brønn 6) ^d	1992 (Brønn A, B, C) ^b 2009 (Brønn D) ^b 2011 (Brønn E) ^b
Pumpeplassering (mut)	Ca. 15 ^d	Sugepumper i brønnekum (plassert under grunnvannsnivå) ^b
Grunnvannsspeil (mut)	3-4 ^d	3-4 ^{c, e}



Figur 3. Plassering av produksjonsbrønner (blå stjerner), grunnvannsstrømning ved uttak (blå piler; størrelse indikerer strømningshastighet) og leirlag (rød stiplet ellipse) på Ringerike (a) (modifisert etter NGU (u.å.) og Hilmo (2008)). Plassering av skrå produksjonsbrønner ved Sunndal vannverk med indikert filterplassering (b) (modifisert etter Hilmo & Møller (2012)).

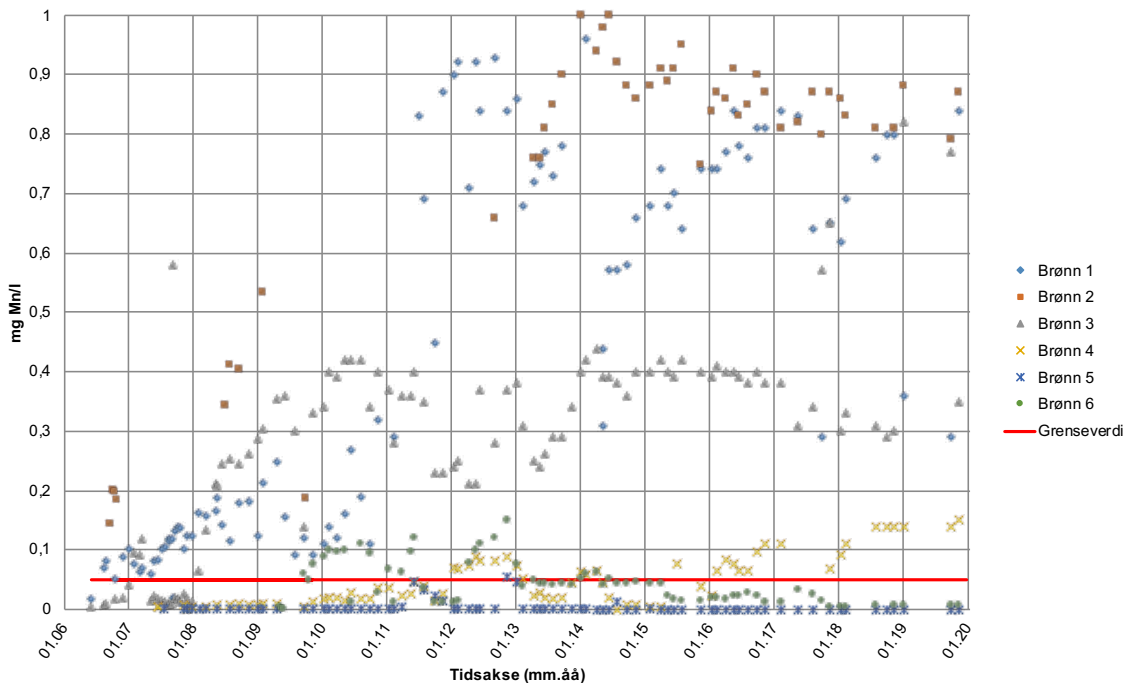
sonen med høyest innstrømningshastighet gradvis flyttes nedover, noe som medfører gradvis mer utfellinger mot bunnen av filteret over tid. Dette kan være med på å endre kvaliteten på det utpumpede grunnvannet, med gradvis høyere jerninnhold i råvannet etter hvert som jernutfellinger tetter brønnen fra toppen og nedover (Houben & Treskatis, 2007). Dette er nok et argument for å gjøre brønnrehabilitering tidlig.

Eksempler fra Ringerike og Sunndal vannverk

I Tabell 1 er grunnleggende informasjon tilknyttet grunnvannsverkene på Ringerike og i Sunndal gjengitt, mens plassering av produksjonsbrønnene er vist på kart i Figur 3a og b.

Videre gis en innføring i problemene som har oppstått ved Ringerike og Sunndal vannverk. Dersom ikke annet er oppgitt, er vann-

Mangan-konsentrasjon - Ringerike vannverk



Figur 4. Mangan-konsentrasjoner i produksjonsbrønner ved Ringerike vannverk (modifisert etter data fra teknisk avdeling i Ringerike kommune).

verksdataene innhentet av og tilsendt fra kommunenes vann og avløpsavdelinger.

Ringerike

Ringerike vannverk startet driften med tre brønner (1, 2 og 3) fra en dødisgrop på Kilemoen i 1987. Akviferen mates fra elva Begna, primært nordfra, men også fra sør og øst, se Figur 3a (Vestland, 2012). Mellom brønnområdet og matingsområdet i nord finnes det marine leiravsetninger, silt og finsand med opptil 10-15 meters tykkelse over grunnvannsmagasinet (NGU, u.å.; Skarphagen, 1982; Klemetsrud, 1986; Vestland, 2012). Problemene med høye verdier av mangan i råvannet oppstod først etter 19 års drift i 2006 (Svingerud, 2006) (se Figur 4). I et forsøk på å løse problemene ble det etablert grunnere brønner sør for de opprinnelige brønnene, brønn 4 og 5 i 2007 og brønn 6 i 2009. De tre sistnevnte brønnene har opplevd mindre problemer med høye manganverdier,

selv om både brønn 4 og 6 også tidvis har ligget over grenseverdien, se Figur 4. Brønn 5 er den grunneste brønnen. Påvist økning i manganinnhold kan ikke relateres til større endringer i vannuttaket som i gjennomsnitt har ligget på 80-90 l/s siden driftsstart i 1987.

De høye mangankonsentrasjonene har ført til at brønner midlertidig er tatt ut av produksjon. Videre har driften av grunnvannspumpene blitt frekvensstyrt etter at problemene oppstod. I tillegg er det utført brønnrehabiliteringer, i form av børsting og luft- og vannspyling, selv om utførelser ikke er et stort problem i brønnene. Hverken endret pumpedrift eller rehabiliteringer har stoppet manganproblemet. Det ble dermed besluttet å anlegge et nytt vannbehandlingsanlegg for manganfjerning. Dette stod klart i 2018 (Ramsrud, 2018).

Jernkonsentrasjonene i råvannet er lavere enn mangankonsentrasjonene, og relativt stabile over tid. Relevante vannkjemiske data for råvan-

Tabell 2. Råvannsdata fra Ringerike og Sunndal vannverk hentet fra tekniske avdelinger i kommunene ^a, Hilmo & Møller ^b (2012), og Hilmo ^c (2018). Spennet i verdier representerer forskjell mellom brønner og variasjon over tid. OBS! Basert på relativt få målinger av nitrat og sulfat.

	Ringerike	Sunndal (Brønn A, B og C)
Jern (mg/l)	<0,01 ^a	0,01 – 0,73 ^{b,c}
Mangan (mg/l)	0 – 1 ^a	0,002 – 0,06 ^{b,c}
Nitrat (mg N/l)	0,01 – 0,3 ^a (Brønn 1 og 3)	0,24 – 0,27 ^c
Sulfat (mg SO ₄ /l)	5 – 7,5 ^a (Brønn 1 og 2)	3 – 5 ^c
pH	7 – 7,3 ^a (Brønn 1, 2 og 3)	6,3 – 6,7 ^{b,c}
Løst oksygen	Ukjent	Ukjent
Redokspotensiale	Ukjent	Ukjent

net er oppsummert i Tabell 2. Lave konsentrasjoner av løst organisk karbon i grunnvannet (Vestland, 2012) indikerer at Kilemoen-avsetningen inneholder lite organisk materiale. Det foreligger ikke mineralogiske analyser av løsmassene som kan bekrefte dette.

Sunndal

Testpumping av undersøkelsesbrønner i elvesedimenter i Sunndal viste økende jernkonsentrasjoner mot dypet. Det var også store variasjoner i organisk innhold i elvesedimentene, samt soner med silt/leire og varierende hydraulisk kontakt med elva. Sunndal vannverk har følgelig hatt betydelige utfordringer med høyt jerninnhold helt siden vannverket på elvesletta på Sjølandsøra ble tatt i bruk i 1988. Den svenske *in situ* jernutfellingsmetoden *Vyredox* ble brukt fra 1988 til 1992, men med dårlig resultat, sannsynligvis pga. høyt innhold av organisk materiale i akviferen. Som en alternativ løsning på de høye jernverdiene ble det besluttet å bore grunnere skrårønner i et område nærmere elva Driva, se Figur 3b. Det nye anlegget, bestående av brønn A, B og C, stod klart i 1992 (Klemetsrud, 1992).

Det har likevel fortsatt vært problemer med høyt jerninnhold i enkelte brønner etter 1992. Det ble derfor anlagt et infiltrasjonsbasseng med marmorfilter på elvesletta i 1997, se Figur 3b. Det er ikke mulig å vurdere effekten av vanninfiltrasjonen på jerninnholdet ettersom det ikke foreligger vannanalyser av jerninnhold fra

tiden før infiltrasjonsbassenget. En tilnærmet uendret pH etter at bassenget ble etablert tyder likevel på en begrenset effekt på jernproblemet (Hilmo & Møller, 2012).

To skråstilte brønner D og E ble satt i drift fra 2014 (se Figur 3b) for å øke kapasiteten på anlegget, og erstatte den dypeste mest jernholdige brønnen (B) (Hilmo & Møller, 2012). Høsten 2017 ble nytt vannbehandlingsanlegg satt i drift og det ble registrert problemer med jernholdig suspendert materiale i vannet (Hilmo, 2018). Det er antatt at dette skyldes løsnede utfellinger fra ledningsnettet eller utfellinger katalysert av blanding av vann fra brønner med henholdsvis høyt jern- og oksygeninnhold.

Brønnene A, B og C har vært midlertidig satt ut av drift etter etablering av vannbehandlingsanlegget, delvis pga. høyt jerninnhold. Brønn D og E ble rehabilitert med steaming og seksjonsvis filtertrekking i april 2017, mens brønn A, B og C ble rehabilitert ved jetspyling i januar 2018. Brønnrehabiliteringene var effektive, men klarte ikke å gjenopprette den opprinnelige spesifikke kapasiteten til brønnene, se Tabell 3. Det må her nevnes at opprinnelig brønnkapasitet ble målt mens kun brønnen som skulle testes var i drift, mens målinger før og etter rehabilitering ble målt mens alle brønnene var i drift. Tallene før og etter rehabilitering er derfor trolig for lave sammenlignet med opprinnelig kapasitet.

Etter rehabiliteringene i 2018 har alle brønnene vært i drift. Det er for øvrig ingen signifikant forskjell mellom jerninnholdet i råvannet før og

Tabell 3. Spesifikk kapasitet (Q/s) rett etter brønnetablering, rett før brønnrehabilitering og rett etter rehabilitering i prosent av opprinnelig kapasitet. Modifisert etter Hilmo (2018) for brønn A, B og C, og modifisert etter Hilmo (2017) for brønn D og E.

Spesifikk kapasitet (% Q/s)	Brønn				
	A	B	C	D	E
Etter boring (%)	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Før rehabilitering (%)	30 %	?	36 %	41 %	52 %
Etter rehabilitering (%)	43 %	70 %	55 %	52 %	83 %

etter rehabilitering av brønn A, B og C (Hilmo, 2018). Mangan har ikke vært et stort problem ved Sunndal vannverk, selv om også mangannivået har ligget over grenseverdien ($>0,05$ mg/l). Se Tabell 2 for relevante vannkjemiske data.

Diskusjon

Økningen i manganinnhold i produksjonsbrønner ved Ringerike vannverk på Kilemoen etter nærmere 20 års drift kan tyde på at en sorpsjonsfront, som beskrevet i Oren et al (2007) og Farnsworth & Hering (2011), er utviklet fra innmatingsområdet i nord og sørover mot brønnfeltet. Brønnrehabiliteringens manglende effekt på mangankonsentrasjonen er med på å underbygge at økningen skyldes endringer i selve akviferen og ikke kjemiske prosesser lokalt rundt brønnene. Det må likevel nevnes at Oren et al (2007) studie var av infiltrasjon av avløpsvann rikt på organisk materiale, svært ulik infiltrasjon av rent ellevann. Det antas likevel at konseptet har en viss overføringsverdi.

Det marine leirlaget nord for Kilemoen antas å fungere som en «reduksjons-hotspot» der lang oppholdstid og mindre kontakt med atmosfæren gir opphav til reduserende forhold og mobilisering av mangan, som beskrevet i Bourg & Richard-Raymond (1994). Ut fra vannanalysene ser det også ut til at mangankonsentrasjonene stabiliseres etter en viss tids økning, se Figur 4. Dette tyder på at sorpsjonskapasiteten til akviferen har blitt brukt opp, og at redoks-forholdene i akviferen er stabile. Den faktiske sorpsjonskapasiteten ved Kilemoen er vanskelig å bestemme uten mineralogiske analyser av løsmassene (Appelo & Postma, 2005). Et begrenset innhold av organisk materiale og leire indikerer lav sorp-

sjonskapasitet i akviferen. Det er likevel mulig utfelling av oksider og det finkornede laget over akviferen bidrar til å øke sorpsjonsevnen.

Det kan også se ut til å være en vertikal endring i redoksmiljø med mest oksygen tilgjengelig i de grunnere delene av akviferen ettersom manganproblemet er størst i de dypeste brønnene. Brønnene med lavest manganinnhold (4, 5 og 6) er også de som trolig tilføres mest vann fra områdene sør og øst for brønnfeltet (se Figur 3a). Fra sør og øst har grunnvannet lengre strømningsvei fra elva og strømmer gjennom løsmasser bestående av mindre leire (NGU, u.å.). Lengre strømningsvei og mindre leire tilrettelegger for henholdsvis større sorpsjonskapasitet og mindre manganreduksjon, som begge vil bidra til mindre mangan i vannet som når brønnområdet.

Ved Sunndal vannverk er problemet både at råvannskvaliteten tidvis (2017) ikke tilfredsstiller drikkevannsforskriften og at brønnfiltrene tettes igjen av jernutfellinger. Dette kan forklares med at jernoksidasjon er raskere kinetisk og krever mindre oksygen enn manganoksidasjon (Stumm & Morgan, 1996). Det er derfor som forventet at brønnene på Ringerike har mindre problemer med gjentetting av filtre enn Sunndalsøra. Økning i jerninnhold med brønnfilterdybde tyder på at utfellingene skyldes blanding av grunt oksygenrikt med dypere jernrikt grunnvann. Økning i jerninnhold med avstand fra elva indikerer at jernreduksjon ikke er begrenset til sonen nærmest elvebanken som Figur 1 indikerer. Påvisning av høyt innhold av organisk materiale i akviferen underbygger sistnevnte tolkning.

Brønnrehabilitering ved Sunndal vannverk ble utført etter at den spesifikke brønnkapasiteten

hadde sunket til rundt 50 % av opprinnelig kapasitet og lavere, se Tabell 3. Dette er langt lavere enn anbefalt rehabilitering ved 10-30 % kapasitetsnedgang (Driscoll, 1986; McLauhglan, 2002, i Houben & Treskatis, 2007; Houben & Treskatis, 2007; Hilmo & Gurigard, 2017). Den mekaniske brønnrehabiliteringen klarer dermed ikke å gjenopprette opprinnelig kapasitet. Poenget understrekes av at brønnene som har mistet minst prosentvis kapasitet også har best effekt av rehabiliteringen, se Tabell 3.

Etter hvert som utfellingene tetter brønnfilteret fra toppen og nedover vil dypere grunnvann trekkes inn i brønnene, og kunne føre til endret råvannskvalitet (Houben & Treskatis, 2007). Mangel på signifikante endringer i råvannets jernkonsentrasjon før og etter rehabiliteringen av brønn A, B og C kan skyldes at brønnene ikke var i kontinuerlig drift i perioden før rehabilitering. Flere prøver av hver brønn isolert før og etter rehabilitering ville gjort det lettere å vurdere om utfellingene har hatt effekt på råvannskvaliteten.

Det er for øvrig en tendens til at brønnrehabilitering av løsmassebrønner i Norge kun omfatter mekaniske metoder, jfr. vannverkene i/på Lom, Kvam, Røros, Trandum, Årdal, Rena (Banks, 1992), Ringerike og Lillehammer (Marie Fossum, ved Vannverk og renseanlegg, Lillehammer kommune (e-post, 5. juli 2019)). Ifølge Houben & Treskatis (2007) oppnås best effekt når brønnrensingen omfatter en kjemisk rehabiliteringsmetode kombinert med mekanisk rensing før og etter kjemisk behandling. Erfaringer har vist at det reduserende middelet *natrium-thiosulfat* effektivt oppløser og mobiliserer harde og modnede jernhydroksider (Houben, 2003). Som et alternativ til kjemiske tilsetningsstoffer har "steaming" kombinert med seksjonsvis filtertrekking vist seg å være en effektiv rensemetode i Norge. Denne metoden har også den fordelen at nærliggende brønner kan produsere under rehabiliteringen uten fare for kjemikalieforurensning (Hilmo & Gurigard, 2017). Ettersom jernutfelling har en selvkatalyserende effekt er det et viktig poeng å få fjernet alle jernutfelling fra brønnfilter og formasjonen rundt brønnen. Hvis ikke kan renseprosessen virke som en

katalsator for mer utfelling ettersom jernutfellingene får større overflateareal til sorpsjon og oksidasjon av løst jern.

Høyere konsentrasjoner av jern indikerer et mer reduserende grunnvannsmiljø ved Sunndalen enn ved Ringerike (se Tabell 2). Riktignok påvirker også pH løselighet av stoffene, og i størst grad for jern(hydr)oksider (Garrels & Christ, 1965), noe som kan forklare høyere jernverdier ved Sunndal der pH er lavest. Redoks-sensitive stoffer, som løst oksygen, nitrat, sulfat og organisk materiale, og redokspotensiale, måles sjelden eller aldri ved vannverkene. Jevnlig måling av disse parameterne ville gitt en bedre oversikt over potensielle endringer i redoksmiljøet i brønnene og akviferen. En enkel tolkning av aktive redoksprosesser kan fås ved å benytte aktuelle vannanalyser som inngangsparametere i et Excel-program utviklet ved United States Geological Survey (Jurgens et al, 2009).

Jevnlig måling av redoks-sensitive parametere kan også være med på å avdekke årsakene til problemene. En gradvis mer reduserende råvannskvalitet kan tyde på at brønnen trekker inn dypere vann, som følge av at utfelling tetter brønnen og som medfører at gradvis mer jernholdig dypere vann trekkes inn i brønnen. Endring tilbake mot opprinnelig redoksmiljø etter brønnrehabilitering vil styrke mistanken ytterligere. Hvis problemet derimot er utvikling av en sorpsjonsfront vil ikke brønnrehabilitering ha noen effekt på råvannskvaliteten, og endringen i redoksforhold vil trolig også stabilisere seg etter hvert som sorpsjonskapasiteten er brukt opp. Tilførselen av organisk materiale ved elveinfiltrasjon vil også over tid kunne føre til utviklingen av en *redoksfront* med gradvis mer reduserende forhold nærmere og nærmere brønnområdet.

Mens problemer med lavere uttakskapasitet og endret vannkvalitet som følge av utfelling kan begrenses ved å rehabiliterer brønnen i tide, er økning i mangan som følge av oppbrukt sorpsjonskapasitet i akviferen et vanskeligere problem å løse. Jevnlig prøvetaking av observasjonsbrønner mellom infiltrasjons- og uttaksområdet kan avdekke eventuelle sorpsjonsfronter

før de påvirker grunnvannsuttaket, og dermed gi bedre tid til å planlegge tiltak som for eksempel vannbehandling, flytting av brønnområdet eller ny vannkilde.

Oren et al (2007) hevder at brønner tilstrekkelig langt unna infiltrasjons- og reduksjonsområdet vil unngå problemer med høye manganverdier, ettersom manganet da rekker å blandes med oksygenrikt vann og oksidere. Dette er i liten grad erfart ved norske grunnvannsanlegg på elvesletter. Det er heller lavere manganinnhold i brønner nær elva enn i brønner lenger unna, ettersom norske elvesletter gjerne består av fluvial sand og grus iblandet noe organisk materiale. Nedbryting av dette organiske materiale forbraker oksygen og gir dermed økt løselighet av jern og mangan. Oren et al (2007) hypotese kan likevel stemme for Kilemoen der grunnvannet strømmer gjennom en mektig breelvavsetning med lite organisk innhold.

Et viktig poeng angående norske grunnvannsforekomster i et internasjonalt perspektiv er at de ofte er små og inhomogene, noe som gjør det vanskelig å generalisere problemer og tiltak tilknyttet jern og mangan. Teori og erfaringer viser også at jern og mangan til dels har forskjellige egenskaper og opptrer ved grunnvannsuttak, noe som er med på å forklare forskjellene i problemene ved Ringerike og Sunndal vannverk. Disse forskjellene er viktig å være klar over når en utreder mulige problemer med jern og mangan ved grunnvannsuttak.

Konklusjon og anbefalinger

Ut fra studier av jern- og manganproblematikk ved grunnvannsuttak generelt, og på Ringerike og i Sunndal spesielt, gis følgende konklusjoner:

- Jern og mangan har mange like egenskaper, men også en del ulike som gjør at de i forbindelse med grunnvannsuttak gir opphav til forskjellige problemer.
- Ringerike vannverks manganproblemer tolkes til å være forårsaket av en sorpsjonsfront fra elva i nord mot brønnområdet i sør, mens Sunndals jernproblemer ser ut til å forårsakes av blanding av grunt oksygenrikt vann med dypere jernrikt vann.

- Eksempelene fra Ringerike og Sunndal viser viktigheten av å gjøre gode hydrogeologiske undersøkelser både før etablering og under drift av grunnvannsanlegg. Dette omfatter kartlegging av grunnvannsmagasin, -strømning, -nydannelse og -kjemi som grunnlag for plassering og dimensjonering av brønner. For tidlig å kunne avdekke problem(ty)er bør redoks-sensitive stoffer som løst oksygen, nitrat, jern, mangan og sulfat i tillegg til redokspotensiale måles jevnlig, både i produksjons- og nærliggende observasjonsbrønner.
- Effektiv fjerning av jernutfelling fra brønner oppnås ved å foreta rens før jern(hydr)oksidene har modnet til mindre løselige mineraler. Ettersom jernutfelling har en selv-katalytisk effekt bør alt jern fjernes. For å oppnå dette bør en kombinasjon av ulike mekaniske og kjemiske rehabiliteringsteknikker benyttes.

Takksigelser

Vi vil rette en stor takk til alle som har bidratt med data og diskusjon rundt disse ved vannverkene. Dette gjelder Marie Fossum ved Vannverk og renseanlegg i Lillehammer kommune, Grete Marie Trædal ved Kommunalteknisk tjeneste i Sunndal kommune og Tormod Tobiassen ved Vann og avløp i Ringerike kommune. Takk også til professor Bjørn Frengstad ved Institutt for geovitenskap og petroleum, NTNU for sparring og korrekturlesing. For øvrig vil vi takke Midt-norsk Forskningsråd og NTNU for finansiering av forskningen.

Referanser

- Appelo, C.A.J. & Postma, D. (2005) *Geochemistry, groundwater and pollution*. Leiden, Nederland: Balkema.
- Banks, D. (1992) *Grunnvannsbrønner: Kontroll, vedlikehold, rehabilitering*. GiN-veileder nr. 13 (Skrifter 108). Trondheim: Norges geologiske undersøkelse (NGU).
- Drikkevannsforskriften. (2017) Forskrift om vannforsyning og drikkevann (FOR-2016-12-22-1868). Hentet fra <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2016-12-22-1868>

- Driscoll, F.G. (1986) *Groundwater and Wells* (2. utg.). St. Paul, MN: Johnson.
- Ellingsen, K. (1992) *Grunnvannskvalitet: Problemer og tiltak. GiN-veileder nr. 12* (Skrifter 106). Trondheim: NGU.
- Farnsworth, C.E. & Hering, J.G. (2011) Inorganic geochemistry and redox dynamics in bank filtration settings. *Environmental Science & Technology*, 45(12), 5079-5087. doi:10.1021/es2001612
- Garrels, R.M. & Christ, C. L. (1965). *Solutions, minerals and equilibria* (2. utg.). New York: Harper & Row.
- Hilmo, B.O. (2008) *Endringer i klausuleringsplan for Ringerike vannverk*. Trondheim: Asplan Viak AS.
- Hilmo, B.O. (2017) *Rehabilitering av brønn D og E ved Sunndal vannverk*. Trondheim: Asplan Viak AS.
- Hilmo, B.O. (2018) *Rehabilitering av brønn A, B og C ved Sunndal vannverk*. Trondheim: Asplan Viak AS.
- Hilmo, B.O. & Gurigard, R. (2017) Rehabilitering av filterbrønner – erfaringer fra Norge. *Grundvattendagarna, 7.-8. november 2017*. Uppsala, Sverige: Sveriges geologiska undersökning.
- Hilmo, B.O. & Møller, B.S. (2012) *Sunndal vannverk – Forprosjekt vannforsyning*. Trondheim: Asplan Viak AS.
- Holmøy, S. (2019, 22. mai) Behov for nytt vannverk i Lillehammer kommune. *Gudbrandsdølen Dagningen*. Hentet fra <https://www.gd.no>
- Houben, G.J. (2003) Iron oxide incrustations in wells. Part 2: chemical dissolution and modeling. *Applied Geochemistry*, 18, 941-954. doi:10.1016/S0883-2927(02)00185-3
- Houben, G.J. (2006) The Influence of Well Hydraulics on the Spatial Distribution of Well Incrustations. *Groundwater*, 44(5), 668-675. doi:10.1111/j.1745-6584.2006.00216.x
- Houben, G.J. & Treskatis, C. (2007) *Water Well: Rehabilitation and Reconstruction*. New York: McGraw-Hill.
- Jurgens, B.C., McMahon, P.B., Chappelle, F.H., & Eberts, S.M. (2009) *An Excel® Workbook for Identifying Redox Processes in Ground Water* (National Water-Quality Assessment Program, Open-File Report 2009-1004). Reston, Virginia: United States Geological Survey.
- Klemetsrud, T. (1986) *Ringerike vannverk – Kilemoen: Pilotboringer i grop 8, ved Tjørputten* (NGU-rapport 86.009). Oslo: NGU.
- Klemetsrud, T. (1992) *Grunnvannsforsyning til Sunndalsøra fra Sjølandsøra i Sunndal kommune* (NGU-rapport 92.266). Trondheim: NGU.
- McLauhglan, R.G. (2002) *Managing Water Well Deterioration* (International Contributions to Hydrogeology 22). Lisse, Nederland: Balkema.
- NGU. (u.å.) GRANADA – Nasjonal grunnvannsdatabase. Hentet fra: <http://geo.ngu.no/kart/granada/>
- Oren, O., Gavrielli, I., Burg, A., Guttman, J., & Lazar, B. (2007) Manganese Mobilization and Enrichment during Soil Aquifer Treatment (SAT) of Effluents, the Dan Region Sewage Reclamation Project (Shafdan), Israel. *Environmental Science & Technology*, 41, 766-772. doi: 10.1021/es060576
- Ramsrud, K.A. (2018, 18. februar) Mandag får du vann fra helt nytt vannverk. *Ringerikes blad*. Hentet fra <https://www.ringblad.no>
- Schwertmann, U. & Murad, E. (1983) Effect of pH on the formation of goethite and hematite from ferrihydrite. *Clays and Clay Minerals*, 31(4), 277-284. doi:10.1346/CCMN.1983.0310405
- Skarphagen, H. (1982) *Grunnvannsanlegg Kilemoen. Vedrørende undersøkelsesboringer i forbindelse med plassering av infiltrasjonsbrønner ved Tjørputten* (NGU-rapport 82.055). Oslo: NGU.
- Stumm, W. & Lee, G.F. (1961). Oxygenation of Ferrous Iron. *Industrial & Engineering Chemistry*, 53(2), 143-146. doi:10.1021/ie50614a030
- Stumm, W. & Morgan, J.J. (1996) *Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters* (3. utg.). New York: Wiley.
- Svingerud, J.K. (2006) *Ringerike vannverk – Kilemoen*. Ringerike: Ringerike vannverk.
- Tamura, H., Goto, K., & Nagayama, M. (1976) The effect of ferric hydroxide on the oxygenation of ferrous ions in neutral solutions. *Corrosion Science*, 16(4), 197-207. doi:10.1016/0010-938X(76)90046-9
- Vestland, M. (2012) *Klausuleringsplan for Ringerike vannverk Kilemoen*. Trondheim: Asplan Viak AS.
- World Health Organization. (2017) *Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum*. Geneva, Switzerland: World Health Organization.
- Zeppenfeld, K. (2005) Untersuchungen über den Einfluss der Strömungsgeschwindigkeit auf die Kalkabscheidung aus calciumhaltigen Wässern [Studies of the Effect of the Flow Velocity on Calcium Carbonate Precipitation from Water Containing Calcium]. *Vom Wasser*, 103(2), 3-34.