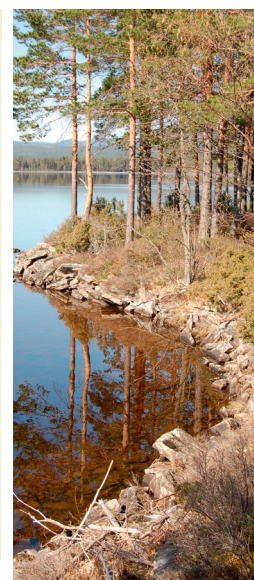
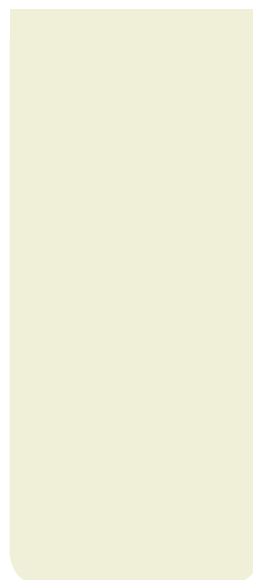


2016



Vannrapport 127

Vannforsyning og helse

Veiledning i drikkevannshygiene

Eyvind Andersen (red.)

Vannrapport 127

Vannforsyning og helse

- veiledning i drikkevannshygiene

Eyvind Andersen (red.)

Utgitt av Folkehelseinstituttet
Smittevern, miljø og helse

Desember 2016

Tittel:

Vannrapport 127

Vannforsyning og helse – veiledning i drikkevannshygiene

Bestilling:

Rapporten kan lastes ned som pdf

på Folkehelseinstituttets nettsider: www.fhi.no

Grafisk designmal:

Per Kristian Svendsen og Grete Sjøimer

Layout omslag:

Unni Harsten

Øvrig layout:

Karin Melsom

Foto omslag:

Bjørn Løfsgaard, Eyvind Andersen

ISSN elektronisk utgave 1503-2167

Forord

«Vannforsyning og helse» dekker de helsemessige aspektene ved vannforsyningen fra kildens tilsigsområde og helt fram til den enkelte forbruker. Tekniske elementer i vannforsyningen beskrives grunnleggende, da en god allmennforståelse for det tekniske er en forutsetning for å ivareta også de helsemessige sidene ved vannforsyningen. Viktige målgrupper er vannverkseiere og myndigheter, men innholdet skal også kunne brukes av andre.

«Vannforsyning og helse» erstatter «Vannforsyningens ABC», som først ble publisert i 2004, og mye av stoffet i denne er videreført. «Vannforsyningens ABC» var et omfattende dokument, og ett viktig mål ved revisjonsarbeidet var at stoffet skulle kortes ned og samordnes med øvrig relevant nyere litteratur. Når det gjelder tekniske detaljer, henvises det mange steder til ulike rapporter fra Norsk Vann, og da spesielt til læreboken «Vann- og avløpsteknikk». Videre henvises det flere steder til NGUs stoff om grunnvann.

«Vannforsyningens ABC» overlappet flere steder med Folkehelseinstituttets kunnskapsbase «Miljø og helse». Ved utarbeidelsen har det vært et mål at disse to publikasjonene i minst mulig grad skal overlappe. Flere steder henvises det derfor til innhold i «Miljø og helse», som går mer i detaljer på en rekke helsemessige aspekter.

Under utarbeidelsen har Folkehelseinstituttet hatt god hjelp av en referansegruppe bestående av Morten Nicholls (Mattilsynet), Randi Haugen (Gjøvikregionen helse- og miljøtilsyn IKS) og Kjetil Furuberg (Norsk Vann). Nytt innhold er skrevet av Susanne Hyllestad og Eyvind Andersen (begge Folkehelseinstituttet). De har også hatt ansvar for bearbeiding av stoff hentet fra «Vannforsyningens ABC». Arbeidet er gjort med faglig bistand av Wenche Fonahn, Vidar Lund og Jens Erik Pettersen (alle Folkehelseinstituttet).

Oslo, desember 2016

Line Vold
avdelingsdirektør
Smitte fra mat, vann og dyr

FORORD	3
1. HELSEMESSIG TRYGT VANN	7
1.1 Rent drikkevann – en menneskerett	7
1.2 Drikkevann som smittevei	7
1.2.1 Oppfølging av vannbårne sykdomsutbrudd	8
1.2.2 Rapporterte vannbårne sykdommer i Norge	9
1.3 Hygieniske barrierer i vannforsyningen	9
1.3.1 Om hygieniske barrierer	10
1.3.2 Fastsettelsen av hygieniske barrierer må baseres på en helhetstenking.....	10
1.3.3 Barrierehøyden vil avhenge av konsekvensene av helsefarlig drikkevann	11
1.3.4 Barrierene skal være uavhengige	12
1.3.5 Sentrale problemstillinger som må vurderes.....	12
1.3.6 Tilsigsområde/vannkilde som hygienisk barriere	13
1.3.7 Vannbehandling som hygienisk barriere.....	14
1.4 Utfordringer i vannforsyningen	15
1.4.1 Klimaendringer	15
1.4.2 Globalisering og urbanisering.....	16
1.4.3 Små vannforsyningssystemer.....	16
1.4.4 Agens som har fått økt oppmerksomhet.....	17
1.4.5 Vedlikeholdsetterslep og investeringsbehov.....	17
1.5 Vannforsyningen i Norge.....	18
1.5.1 Vannforsyning fra kilde til forbruker	18
1.5.2 Nøkkeltall om norske vannverk	18
1.5.3 Forvaltning for å sikre en trygg vannforsyning	19
1.6 Referanser	21
2. VANNKVALITET OG HELSE	22
2.1 God vannkvalitet – en forutsetning for god helse.....	22
2.2 Mikrober i vann	22
2.2.1 Smittespredning gjennom vann	22
2.2.2 Kilder til fekal forurensning	23
2.2.3 Smittestoffers overlevelsessevne i vann.....	23
2.2.4 Oversikt over ulike grupper av smittestoff i vann.....	24
2.2.5 Indikatorer for fekal forurensning	25
2.3 Kjemiske og fysiske parametere i vann.....	27
2.3.1 Eksponering for kjemiske stoffer via drikkevann	27
2.3.2 Oversikt over uønskede kjemiske stoffer i drikkevann, delt inn etter kilde.....	28
2.4 Radioaktive elementer	31
2.5 Stoffer i vann som kan føre til bruksmessige problemer.....	32
2.5.1 Farge og partikler (humus og turbiditet)	32
2.5.2 Belegg som skyldes organisk stoff.....	33
2.5.3 Oppløst jern og mangan – Vond smak, brunfarget slam og belegg.....	34
2.5.4 Korrosivt vann og korrosjon.....	35
2.5.5 Lukt og smak	38
2.5.6 Hardt vann og kjelstein.....	38
2.5.7 Fosfor og nitrogen - eutrofiering av vannkilden.....	39

2.5.8 Salter	39
2.6 Referanser	39
3. VANNKILDER OG NEDBØRFELT	41
3.1 Velg gode vannkilder	41
3.2 Beskrivelse av typiske, norske vannkilder	42
3.2.1 Overflatevann	42
3.2.2 Grunnvann	45
3.3 Styrker og svakheter ved ulike vannkilder	48
3.4 Undersøkelse av vannkilder	49
3.4.1 Innsjøer	49
3.4.2 Elver og bekker	49
3.4.3 Grunnvann	50
3.4.4 Aktuelle prøveparametere	50
3.5 Beskyttelse av vannkilder	51
3.5.1 Kilder til forurensning	51
3.5.2 Eksempler på aktiviteter og restriksjoner i nedbørfelt.....	51
3.5.3 Fysiske tiltak mot forurensinger.....	56
3.5.4 Beskyttelse av vannkilder ved soneinndeling.....	57
3.6 Referanser	62
4. VANNBEHANDLING.....	63
4.1 Vannbehandling skal sikre trygt og godt drikkevann til enhver tid.....	63
4.2 Vanlige prosesser i norsk vannbehandling - Eksempelanlegg	63
4.2.1 Forbehandling.....	65
4.2.2 Koagulering og flokkulering	66
4.2.3 Sedimentering og flotasjon	66
4.2.4 Filtrering.....	67
4.2.5 Desinfeksjon/Fjerning av smittestoff	68
4.2.6 Korrosjonskontroll	69
4.3 Vannbehandling som hygienisk barriere mot smittestoffer	69
4.3.1 Klorering	69
4.3.2 UV-bestråling	73
4.3.3 Ozonering.....	81
4.3.4 Membranfiltrering.....	84
4.3.5 Koagulering og filtrering	86
4.3.6 Andre desinfeksjonsmetoder	88
4.4 Vannbehandling mot bruksmessige problemer	89
4.4.1 Farge og turbiditet.....	89
4.4.2 Korrosjonskontroll	91
4.4.3 Jern og mangan	93
4.4.4 Lukt, smak, organiske mikroforurensninger og gasser	93
4.4.5 Saltholdig vann	94
4.4.6 «Hardt» vann.....	94
4.5 Referanser	95

5. VANNFORSYNINGSNETT	96
5.1 Vannforsyningsnettets funksjon	96
5.2 Materialbruk og korrosjon	96
5.2.1 Rørmaterialer	97
5.2.2 Bruk av beskyttelsesbelegg i bassenger og tanker	97
5.3 Begroing og beleggdannelse	98
5.3.1 Konsekvenser av begroing	98
5.3.2 Overvåking av begroing i ledningsnett	98
5.4 Utforming av vannforsyningsnett	99
5.4.1 Vanninntak.....	100
5.4.2 Overføringsledninger og tunneler.....	102
5.4.3 Distribusjonsnettutforming og dimensjonering	102
5.4.4 Ledningsplassering og grøfter.....	103
5.4.5 Kummer, armatur og tilkoplinger	103
5.4.6 Høydebassenger	104
5.4.7 Tilbakeslagssikring	107
5.5 Legionella og andre opportunistiske bakterier i interne ledningsnett	109
5.6 Bruk av modeller	110
5.7 Drift og vedlikehold av ledningsnett.....	111
5.8 Kontroll av vannkvalitet i forsyningsnett	112
5.9 Referanser	114
6. INTERNKONTROLL.....	115
6.1 Krav til internkontroll.....	115
6.2 Farekartlegging og farehåndtering	115
6.3 Drikkevannsdokumentasjon.....	115
6.4 Kompetanse og opplæring.....	115
6.5 Vedlikeholdssystem	115
6.6 Innsamling, bearbeiding og bruk av data	116
6.7 Avviksbehandling	116
6.8 Beredskap	116
6.9 Internrevisjon	117
6.10 Referanser	117

1. Helsemessig trygt vann

1.1 Rent drikkevann – en menneskerett

Tilgang til rent drikkevann er en forutsetning for god helse. I 2010 erklærte FN at tilgang til rent drikkevann er en menneskerett. Mangel på rent vann til drikke, personlig hygiene og sanitært bruk er en av de viktigste årsakene til sykdom og død over store deler av verden, og forurenset vann bidrar til spredning av mange alvorlige sykdommer. FN beregnet i 2012 at om lag 780 millioner mennesker manglet tilgang på trygt drikkevann, og at 2,5 milliarder mennesker ikke har tilfredsstillende sanitære forhold. WHO anslår at diaréliggende sykdommer er den nest største dødsårsaken for barn under fem år; om lag 760.000 barn dør årlig av sykdom forårsaket av utrygt drikkevann og dårlige hygiene- og sanitærforhold.

I Norge har vi mange og gode vannkilder, og dette er det beste utgangspunkt for en sikker og god drikkevannsforsyning. Ved å velge gode kilder og beskytte disse så godt det lar seg gjøre mot forurensning, reduseres behovet for vannbehandling, og man reduserer også helsemessig risiko knyttet til svikt i behandlingen. Denne veilederen beskriver hovedtrekk i vannforsyningen, og da spesielt hva som er avgjørende for å kunne levere helsemessig trygt vann.

1.2 Drikkevann som smittevei

At urent drikkevann kan være en smittekilde ved sykdom, ble for alvor kjent gjennom arbeidet til Dr. John Snow da han i 1854 analyserte hvor de smittede ved et kolerautbrudd bodde. Han konkluderte med at en offentlig brønn var sannsynlig smittekilde, og fikk fjernet pumpehåndtaket for å stoppe videre smittespredning (figur 1.2). Kolera rammet også Norge på denne tiden, og i 1853 forårsaket kolera nesten halvparten av alle dødsfall.

Kolera er heldigvis ikke et problem i Norge lenger, men hvert år forekommer det utbrudd av andre smittsomme sykdommer som skyldes forurenset drikkevann. Smittekilden er ofte avføring fra mennesker eller varmblodige dyr, såkalt fekal forurensning, men smitte kan også skyldes mikrober som lever i jord og vann. Fekal forurensning kan tilføres drikkevannet fra råvannskilden dersom kildebeskyttelse eller vannbehandling er mangelfull, eller ved innsug av forurenset vann i ledningsnett.

Vannverkernes rutinemessige drikkevannsanalyser vil kunne avdekke utilfredsstillende vannkvalitet, men siden slike analyser tar lang tid, vil dette avviket først bli oppdaget etter at vannet er levert ut på nettet. I smittevernsammenheng er det derfor vannverkernes daglige innsats som er avgjørende - god kontroll med vannkilder og god drift av vannbehandlingsanlegg og ledningsnett sikrer hygienisk betryggende drikkevann.



Figur 1.1: FN har erklært at tilgang til rent vann er en menneskerett (Foto: Eyvind Andersen)



Figur 1.2: Pumpemonument i Soho (uten håndtak, selvsagt) til ære for Dr. John Snow. I bakgrunnen sees også puben som bærer hans navn (Foto: Eyvind Andersen)

1.2.1 Oppfølging av vannbårne sykdomsutbrudd

Et utbrudd av smittsom sykdom er definert som:

- to eller flere tilfeller av samme sykdom som mistenkes å ha felles kilde, eller
- et antall sykdomstilfeller som klart overskrider det man ville forvente innenfor et område i et gitt tidsrom

I henhold til MSIS-forskriften er det krav om både *melding* av sykdomstilfeller og *varsling* av sykdomstilfeller og utbrudd.

Leger og laboratorier har meldingsplikt for en rekke smittsomme sykdommer, og skal **melde enkelttilfeller** i Meldesystemet for smittsomme sykdommer (MSIS). MSIS drives av Folkehelseinstituttet, og formålet er å bidra til overvåkingen og forebyggingen av smittsomme sykdommer. Dette gjøres ved hjelp av fortløpende og systematisk innsamling, analyse, tolkning og rapportering av opplysninger om forekomst av smittsomme sykdommer.

For enkelte alvorlige sykdommer skal helsepersonell (lege, jordmor, sykepleier eller helse-søster) som mistenker eller påviser enkelttilfeller **i tillegg varsle** kommuneoverlegen umiddelbart, som så varsler fylkesmannen og Folkehelseinstituttet. Leger som mistenker **utbrudd** av alvorlige sykdommer, næringsmiddelbårne sykdommer eller særlig omfattende utbrudd ellers skal **varsle** kommuneoverlegen, som så varsler fylkesmannen og Folkehelseinstituttet. I tillegg skal Mattilsynet varsles ved mistanke om smitte fra næringsmidler. Varslingsplikten til kommunelegen skal sørge for at smitteverntiltak kan iverksettes så snart som mulig, slik at smittespredning begrenses.

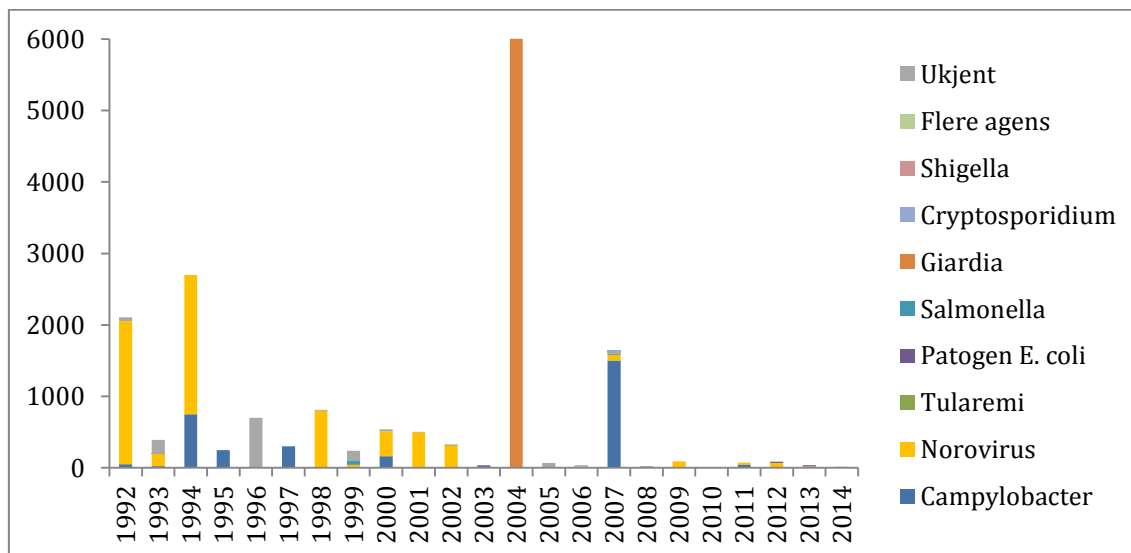
Tidlig varsling er avgjørende for å begrense omfanget av et utbrudd. I 2005 innførte Folkehelseinstituttet, i samarbeid med Mattilsynet, et internettbasert system for utbruddsvarsling kalt Vesuv. Systemet ivaretar varslingsplikten til spesialist- og kommunehelsetjenesten og Mattilsynets rapporteringsordning. Et annet tiltak Folkehelseinstituttet har iverksatt for å avdekke utbrudd, er Sykdomspulsen, hvor instituttet følger med på hvilke diagnoser som løpende blir satt av allmennpraktiserende leger. Sykdomspulsen bidrar til at utbrudd av smittsomme sykdommer oppdages så tidlig som mulig, og den kan også brukes til beredskapsformål for raskt å kartlegge mulig sykdom i forbindelse med større ulykker eller katastrofer.

I etterkant av et utbrudd starter arbeidet med å avdekke årsaker. Oppklaring av utbrudd av mat- og vannbårne sykdommer er et viktig bidrag til forebyggende helsearbeid. Hensikten er å stanse det aktuelle utbruddet, og samtidig forhindre liknende utbrudd i fremtiden ved å avdekke og korrigere de forhold som var årsak til utbruddet. Folkehelseinstituttets utbruddsveileder (Kapperud G. 2015) gir råd for oppklaring av utbrudd som skyldes smitte fra mat, vann eller dyr.

Hvorvidt et utbrudd er vannbårent, vil først bli bekreftet gjennom en systematisk utbruddsoppklaring som kan inkludere blant annet intervjuundersøkelser, prøvetaking, miljøundersøkelser og kartlegging av vannforsyning og eventuelt driftsforstyrrelser. Drikkevann er en av flere aktuelle smittekilder som undersøkes parallelt. Fremgangsmåten ved undersøkelse av sykdomsutbrudd der smittestoffet mistenkes å stamme fra vann, er den samme som ved matbårne infeksjoner. Noen utfordringer ved oppklaring av vannbårne utbrudd er at veldig mange kan bli eksponert for forurenset vann i løpet av kort tid, og at forurensingen ofte kan være kortvarig slik at det kan være vanskelig å få tatt prøver av det vannet den syke har drukket av.

1.2.2 Rapporterte vannbårne sykdommer i Norge

Kvaliteten på norsk drikkevann er jevnt over god. Likevel rapporteres det årlig om sykdomsutbrudd som skyldes drikkevann. De vanligste årsakene til vannbårne utbrudd i Norge er forurensning av råvannet og manglende desinfeksjon. Figur 1.3 viser smittetype og antall estimert syke ved mistenkte eller bekreftede vannbårne utbrudd i perioden 1992 til 2014:



Figur 1.3: Smittestoff og antall syke ved mistenkte eller bekreftede vannbårne utbrudd i Norge i perioden 1992-2014

Mellom 1988 og 2014 mottok Folkehelseinstituttet over 100 varsler om mistenkte eller bekreftede vannbårne sykdomsutbrudd i Norge. Den hyppigste årsaken til utbruddene var forurensning av vannkilde og manglende desinfeksjon. Totalt ble det registrert nær 20 000 syke i forbindelse med disse utbruddene. Antall syke i hvert utbrudd varierte mye; 80 % av utbruddene var små med færre enn 100 rapportert syke, og de vanligste smittekilene var norovirus og *Campylobacter*. De fire utbruddene med mer enn 1000 rapportert syke skyldtes norovirus på Gol i 1992 og i Klæbu i 1994, *Giardia* i Bergen i 2004 og *Campylobacter* på Røros i 2007.

Det reelle antallet som blir syke av drikkevannet er langt høyere enn hva som fremgår av tabellen over, fordi ikke alle utbrudd blir rapportert, og fordi spredte sykdomstilfeller verken blir oppdaget eller registrert. Det finnes ingen sikre tall for den «jevne» sykeligheten i befolkningen som skyldes inntak av forurenset drikkevann, og som sannsynligvis har et langt større omfang enn de registrerte utbruddene. Dette gjelder for eksempel mage og tarmsykdom som skyldes mindre forurensninger på ledningsnett eller forurensete private brønner, samt legionellatilfeller som skyldes smitte i private dusjer.

1.3 Hygieniske barrierer i vannforsyningen

En hygienisk barriere skal hindre at drikkevannet inneholder smittestoffer, kjemiske komponenter eller fysiske stoffer i slike mengder at bruken av vannet kan representere en helsemessig risiko. Drikkevannsforskriften krever at det etableres tilstrekkelige hygieniske barrierer.

1.3.1 Om hygieniske barrierer

Begrepet «hygienisk barriere» uttrykker et prinsipp for hvordan vannforsyningsystemet sikres slik at drikkevannet ikke representerer noen helserisiko for brukerne. Det skal til enhver tid oppnås en tilstrekkelig barrierevirkning gjennom kildesikring, vannbehandling og distribusjonsnett til at sykdomsfremkallende mikrober fjernes, uskadeliggjøres eller drepes, og videre at kjemiske eller fysiske stoffer fortynnes, nedbrytes eller fjernes til et nivå hvor disse stoffene ikke lenger representerer noen helsemessig risiko. I tillegg skal det ikke være slik at barrieresvikt får uakseptable konsekvenser, og det er derfor ofte behov for flere barrierer mot ulike typer forurensning. Barrierene skal være virksomme og *uavhengige* av hverandre, altså skal de ikke kunne svikte samtidig.

Vurdering av hva som kan utgjøre en hygienisk barriere, må ta utgangspunkt i en risiko- og sårbarhetsvurdering for det enkelte vannforsyningsystem, og det er nødvendig å se vannkilden og tilsigsområdet i sammenheng. I vurderingen av tilsigsområdet er det viktig å gjøre en grundig kartlegging av hvilke forurensningskilder som finnes og regulere disse ved egnet virkemiddelbruk. Sentrale forhold ved vurdering av ulike kategorier av vannkilder er blant annet:

- Innsjø: dybde, vannmasse, oppholdstid
- Elv: vannmasse
- Grunnvann i løsmasser: mektighet i mettet/umettet sone, filtervirkninger
- Grunnvann i fjell: dybde, oppsprekking, vannføring, løsmasser ned til fjell

Barrierer gjennom vannkilder og nedbørfelt er nærmere omtalt i et senere kapittel.

Mot fysiske og kjemiske stoffer er det ofte mulig å etablere tilstrekkelige barrierer i kilde/ nedbørfelt (gjennom kildebeskyttelse og fortynning), mens man mot smittestoff i praksis alltid vil trenge minst én vannbehandlingsbarriere (fortynning virker ikke sikkert mot smittestoff med lav smittedose). En forutsetning for at vannbehandlingen utgjør en hygienisk barriere, er at prosessen er dimensjonert og bygget riktig, og at det til enhver tid er optimal drift av anlegget.

Desinfeksjon av drikkevann kan gjøres ved klorering, UV-bestråling eller ozonering. De forskjellige desinfeksjonsmetodene har ulik effektivitet overfor de forskjellige organismetyperne. Begrepet "hygienisk barriere" må derfor også sees i sammenheng med organismene barrieren skal virke på. Det vil si at en hygienisk barriere overfor en organismetype ikke trenger å være en hygienisk barriere overfor en annen.

I og med at det i Norge brukes mye overflatevann, er det på mange vannverk nødvendig å fjerne organisk materiale fra vannet. Enkelte av metodene som benyttes til humusfjerning, er også egnet til å redusere antallet smittestoffer i en slik grad at de kan betraktes som en hygienisk barriere. De vanligste humusfjerningsmetodene som under visse forutsetninger kan betraktes som hygieniske barrierer, er koagulering (kjemisk felling), membranfiltrering og ozon-biofiltrering, og disse er nærmere omtalt i kapittel 4.

1.3.2 Fastsettelsen av hygieniske barrierer må baseres på en helhetstenking

Det krever både erfaring, kunnskap om vannkvalitet og -behandling, skjønn og en nødvendig «føre var-holdning» for å fastsette tilfredsstillende barrierer i vannforsyningsystemet. Dette innebærer en totalvurdering av alle faktorer i vannforsyningsystemet som har betydning for sikkerheten, både naturgitte, tekniske og driftsmessige forhold. Forskjellige forurensningstrusler (fysiske, kjemiske eller biologiske) krever barrierer med ulike

virkemåter. I praksis innebærer dette at vannverkets hygieniske barrierer må bestå av mange enkeltelementer.

Som et eksempel kan man tenke seg at en vannkilde med tilhørende nedbørfelt er rimelig godt sikret mot bakteriell forurensning, men ikke tilstrekkelig til at kilden er en fullstendig hygienisk barriere. Det er liten eller ingen menneskelig forurensende aktivitet i nedbørfeltet, men råvannet kan til tider være påvirket av fersk fekal forurensning fra fugler eller dyr. Mattilsynet har i noen slike tilfeller, ut fra en risikobetraktning, likevel akseptert at det i tillegg til kildebeskyttelse overfor menneskeskapt aktivitet, er tilstrekkelig med en forsterket vannbehandlingsbarriere. Eksempler på dette kan være UV-bestråling, hvor det er lagt inn ekstra sikkerhet ved dimensjonering i forhold til mulige endringer i råvannskvalitet, eller et klorerings- og et UV-anlegg i serie.

I tillegg krever Mattilsynet at det må være etablert gode rutiner for- og satt av ressurser til driftsoppfølging og overvåking av råvanns- og renvannsvannkvalitet. I dette ligger at man kan tenke seg at vannkilden utgjør for eksempel 70-90 % av en barriere, mens den etterfølgende vannbehandlingsbarriere er forsterket. I risikobetraktningen må det tas hensyn til vannverkets størrelse. Jo større vannverket er, jo flere vil kunne bli syke samtidig, og desto sikrere må man være på at summen av de enkelte elementenes virkning utgjør fullverdige barrierer. Videre må barriereelementene ikke være så gjensidig avhengig av hverandre at dersom ett element svikter, så svikter også alle de andre.

1.3.3 Barrierehøyden vil avhenge av konsekvensene av helsefarlig drikkevann

Nødvendig "barrierehøyde", det vil si hva som er tilstrekkelig sikkerhet, kan ikke defineres entydig ved bruk av naturvitenskapelige begreper. Vurderingen vil alltid være gjenstand for skjønn. Den må ikke bare ta utgangspunkt i hvor stor sannsynligheten er for at barrieren skal virke til enhver tid, men den må også ta utgangspunkt i hvilke konsekvenser et brudd på barrierene vil kunne få.

Det er en klar sammenheng mellom størrelse på vannverket og nødvendig "barrierehøyde". Store vannverk må ha "høyere" eller "sterkere" barrierer enn de små, både fordi det er større sannsynlighet for at et større vannverk har tilknyttet abonnenter som er mer sårbare enn gjennomsnittet, og fordi flere mennesker rammes ved svikt i den hygieniske sikkerheten. Det at et stort antall mennesker kan rammes gjør det vanskeligere å skaffe reservevann og behandlingsplasser for alle. Også små vannverk med sårbare abonnenter som sykehus, andre helseinstitusjoner og noen former for næringsmiddelindustri, må ha "høye" barrierer i vannforsyningsystemet.

Et forhold det er viktig å ta hensyn til ved fastsettelse av barrierer for de små vannverkene, er vannverkene evne til å overvåke og drive kompliserte vannbehandlingsprosesser. Ofte vil det være fornuftig å finne løsninger som krever minst mulig grad av teknisk spisskompetanse og driftsoppfølging. Følgende kan tjene som eksempler på problemstillinger som kan være spesielt relevante for mindre vannverk:

- Vurder alltid grunnvannsmulighetene. Sikkerheten ved grunnvann fra løsmasser er lettere å vurdere enn ved grunnvann fra fjell.
- Sørg for å sikre brønner mot nedtrengning av vann fra overflaten langs brønnveggen.
- Legg vanninntaket i infiltrasjonsbrønn ved siden av vassdraget fremfor i selve vassdraget.
- Legg vanninntaket dypest mulig i overflatevann.

- Legg vanninntaket i innsjø fremfor i bekk/elv.
- Tilstreb å legge vanninntaket ovenfor bebyggelse, jordbruksarealer og beiteområder.
- Sørg for å sikre vannkildene best mulig mot forurensende aktivitet ved å innføre mulige beskyttelsestiltak.
- Velg behandlingstiltak som krever minst mulig driftsoppfølging.

1.3.4 Barrierene skal være uavhengige

At barrierene skal være uavhengige, betyr at en og samme feil/hendelse ikke skal kunne slå ut alle barrierene samtidig. Dette kan for eksempel være brå endringer i råvannskvalitet, teknisk svikt (strømstans og lignende) eller driftsfeil. Dette innebærer at det så langt som praktisk mulig skal benyttes utstyr og prosedyrer på en slik måte at ingen enkeltfeil eller endring i vannkvalitet kan føre til helseskade eller livstruende situasjoner. Det må heller ikke være slik at en organisme som trenger gjennom den ene barrieren, derved har vist egenskaper som automatisk vil gjøre at den trenger gjennom den neste også. En konsekvens av dette er at barrierene bør være forskjelligvirkende og til enhver tid virksomme.

En god barriere i kilden/tilsigsområdet vil kunne sies å ha langt større sikkerhet enn en behandlingsbarriere, fordi den i stor grad er uavhengig av menneskelig og teknisk svikt innenfor vannverkets ansvarsområde. Riktignok vil forurensningssituasjoner kunne ha sin årsak i menneskelig eller teknisk svikt, men for at vannkildebarrieren skal kunne få betegnelsen god, må den være "høy" nok til å tåle de fleste slike hendelser. Det er også viktig å huske at en "halvhøy" barriere er bedre enn ingen barriere så lenge man da forsterker den eller de etterfølgende barriere(ne) tilsvarende.

1.3.5 Sentrale problemstillinger som må vurderes

I vurderingen av et vannforsyningssystemets hygieniske barrierer bør man stille seg følgende sentrale spørsmål:

- Hva kan forurense vannkilden?
- Hvordan kan dette forhindres?
- Hvordan kan man redusere faren for forurensning av drikkevannet ved tiltak i vannkilden?
- Hvordan kan man redusere faren for forurensning av drikkevannet ved vannbehandling?
- Er sannsynligheten for at svikt i "kildebarrieren" vil kunne oppstå samtidig med svikt i "behandlingsbarrieren" tilstrekkelig lav, tatt i betraktning mulige konsekvenser for abonnentene?
- Har man tilstrekkelig kontroll med at drikkevannet ikke forurennes i transportsystemet?

Vannverkseier må vurdere hva som kan utgjøre de hygieniske barrierene, og hvordan man kan få naturgitte forhold og teknologi til å virke sammen på en optimal måte. Mattilsynet beslutter hvorvidt de foreslåtte hygieniske barrierer anses for tilfredsstillende i den aktuelle saken.

1.3.6 Tilsigsområde/vannkilde som hygienisk barriere

I vurderingen av om vannkilden skal kunne være en hygienisk barriere, er det nødvendig å se vannkilden og tilsigsområdet i sammenheng. Viktige elementer i vurderingen er:

- Forurensningspotensialet (etableringer og aktiviteter)
- Tilsigsområdets størrelse og øvrige egenskaper
- Vannkildens størrelse og øvrige egenskaper
- Inntaksdyp
- Klimatiske forhold
- Vannanalyser
- Akseptabel risiko



Figur 1.4: Sikring av vannkilder er en viktig hygienisk barriere i drikkevannssystemer (Foto: Eyvind Andersen)

Det er viktig at alle elementene inngår. For eksempel vil vannanalyser alene være utilstrekkelig for å vurdere sikkerheten. Funn av *E. coli* i vannprøver viser at det har skjedd eller kontinuerlig skjer en forurensning, mens vannprøver hvor man ikke finner slike bakterier, ikke sier noe om risikoen for at forurensning kan skje. For å vurdere den hygieniske sikkerheten, må man nettopp vurdere *fare*n for at forurensning vil kunne skje.

Tabellen nedenfor gir en oversikt over.

Tabell 1.1: Forhold som må tas med i vurderingen av hvorvidt vannkilden er en hygienisk barriere

Type vannkilde	Viktig å vurdere	Kommentar
Innsjø	Dybde Vannmasse Oppholdstid	Stor vannmengde over vanninntaket beskytter Stor total vannmengde fortynner forurensning Lang oppholdstid nedbryter forurensning
Elv	Vannmasse	Stor vannføring fortynner kjemisk forurensning
Grunnvann i løsmasser	Mektighet i mettet/ umettet sone Filtervirkninger	Vannets oppholdstid i grunnen bør være minst 60 døgn. Grunnlaget for vurdering av oppholdstid bør fremgå Grunnens filtreringsegenskaper (selvrensingsevne) er viktig
Grunnvann i fjell	Dybde Oppsprekking Vannføring Umettet sone over fjell	Alle disse forhold må vurderes samlet, med støtte i erfaringer ut fra vannets stabilitet (kvalitet, vannmengde og temperatur). Stabilt vann innebærer en viss trygghet, store variasjoner viser usikkerhet

Tidligere regnet man at de dypeste innsjøene, hvor vanninntaket lå langt under temperatursprangsjiktet, utgjorde en hygienisk barriere også i områder med betydelig forurensende aktivitet i tilsigsområdet. Erfaringer fra flere større vannverk viser imidlertid at forurensninger kan bli tilført råvannet selv ved inntak på mer enn 100 meters dyp. I vurderingen av slike vannkilder er det derfor viktig å dokumentere hvordan vannkvaliteten varierer nedover i dypet til de forskjellige årstider, og under varierende klimatiske forhold (vind, flom, tørke, mm.). Man må være spesielt oppmerksom på at enkelte mikroorganismer med lang levetid i vann vil kunne påvirke selv et dypt drikkevannsinntak.

I vurderingen av tilsigsområdet er det viktig å gjøre en grundig kartlegging av hvilke forureningskilder som finnes, eksempelvis bebyggelse, landbruk, industri, veier, jernbane, nedgravde tanker, forurenset grunn, bruk av området til aktiviteter som rekreasjon stevner osv. Gjennom kartleggingen får man et grunnlag for å vurdere behovet for å beskytte vannkilden, og deretter hvordan denne beskyttelsen kan gjennomføres ved for eksempel regulering av området gjennom kommunale planer, frivillige avtaler med grunneiere, ekspropriasjon av rettigheter eller annen virkemiddelbruk.

1.3.7 Vannbehandling som hygienisk barriere

Mattilsynet (2011) angir følgende behandlingsmetoder som hygieniske barrierer overfor smittestoffer:

- Klorering
- UV-bestråling
- Ozonering
- Membranfiltrering
- Koagulering - filtrering (kjemisk felling)

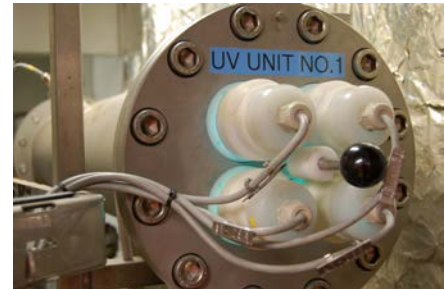
Det er disse metodene som er mest benyttet i Norge, og som man derfor har mest erfaring med. De har varierende effekt overfor forskjellige smittestoffer, jf.

kapittel 4. Nye behandlingsmetoder vil også kunne komme til, og det må forventes ny kunnskap om dimensjonering og optimalisering av kjente metoder. Dette tilsier at kriteriene for behandlingsbarrierene bør vurderes fortløpende. Minimumskrav til barrierevirkning mot mikrober (Mattilsynet 2011) er at vannbehandlingsmetoden skal inaktivere bakterier og virus med *minimum* 99,9 % (3-log) og parasitter med 99 % (2-log). Disse kravene er satt ut fra generell kjennskap til forurenings situasjonen i norske vassdrag, hvor man bl.a. ikke har funnet grunnlag for å kreve mer enn 2-log reduksjon av parasitter, som generelt forekommer i lave konsentrasjoner.

Sikkerheten en behandlingsmetode utgjør, vil avhenge av mange forhold:

- Råvannskvalitet og endringer i denne
- Dimensjonering
- Kombinasjon av behandlingsprosesser
- Teknisk utforming og teknisk kvalitet
- Drift og vedlikehold
- Kontrollrutiner

Indikatorverdier må oppfylles for at behandlingsprosessene skal fungere som hygieniske barrierer. Eksempler er minimumsverdier for restinnhold av klor eller ozon, UV-dose, poreåpninger for membraner og restinnhold av ulike stoffer etter koagulering (kjemisk felling). Det er imidlertid viktig å være klar over at de angitte indikatorverdiene utgjør en av mange faktorer som avgjør om behandlingen fungerer som hygienisk barriere, jfr. ovennevnte punkter. Et annet forhold, er at ikke alle behandlingsmetodene er like sikre, det vil si at metoden alene ikke hele tiden vil gi tilstrekkelig sikkerhet. Dette gjelder spesielt koagulering/filtrering, da den gjennomgår forskjellige faser i filtreringszyklusen.



Figur 1.5: UV er nå den vanligste formen for desinfeksjon ved norske vannverk, og har, i motsetning til klor, også tilstrekkelig effekt mot protozoer og bakteriesporer (Foto: Eyvind Andersen)

Ved valg av to behandlingsbarrierer overfor smittestoffer vil hensynet til uavhengighet være viktig. Spørsmål man bør stille seg er om følgende hendelser vil kunne redusere eller fjerne effekten av begge barrierene:

- Plutselige endringer i råvannskvalitet
- Strømstans
- Metodiske feil i styring og driftsoppfølging av anleggene

To like desinfeksjonstrinn i serie vil være sårbart fordi endring i råvannskvalitet, for eksempel vil økt farge eller turbiditet kunne svekke desinfeksjonseffekten like mye for begge trinn. Likeledes vil driftsfeil, for eksempel feildosering av kjemikalier som skyldes kunnskapssvikt (feil måling av restklor mm.), påvirke begge behandlingstrinnene.

Klorering og UV-bestråling er forskjelligvirkende. Metodene er ikke nødvendigvis uavhengige fordi endringer i råvannskvalitet, spesielt turbiditets- og fargeendringer, vil kunne redusere desinfeksjonseffekten ved begge metodene. Fordi de har forskjellig virkningsmekanisme, og fordi det er mulig til en viss grad å kompensere effekten av klor ved å øke doseringen, vil en seriekopling av klor- og UV-anlegg styrke den hygieniske barrieren.

Membranfiltrering eller koagulering/filtrering etterfulgt av desinfeksjon er velegnet fordi de er forskjelligvirkende, samtidig som det første trinnet stabiliserer og forbedrer vannkvaliteten slik at påfølgende desinfeksjonstrinn fungerer effektivt. Derfor regnes en av disse to metodene sammen med desinfeksjon som uavhengige hygieniske barrierer mot smittestoff. Imidlertid må man sikre anlegget slik at desinfeksjonen fortsatt virker i situasjoner hvor det første trinnet svikter.

1.4 utfordringer i vannforsyningen

Mer detaljert informasjon om temaet finnes i Liane S.F. m.fl. 2010.

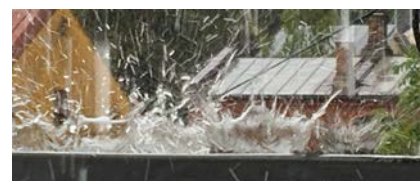
1.4.1 Klimaendringer

Forventede klimaendringer vil ha konsekvenser for vannforsyningen og risikobildet knyttet til vann som smittevei. Klimaendringer kan medføre økt forurensning av vannkilden som resulterer i økt belastning på vannbehandlingen. Kraftige regnbyger eller hurtig snøsmelting vil gi økt utvasking fra områder rundt vassdragene, og tilføre organisk karbon, partikler og patogene mikrober til vannet. Større vannbelastning på avløpsrensning vil gi dårligere rensing. Kraftige regnvær kan også gi så stor belastning på overvanns- og avløpsvannsledningene at avløpsvannet oftere går i overløp til vassdrag eller strømmer ut på bakken.

Høyere lufttemperatur vil føre til høyere vanntemperatur, og gi økt mikrobiell vekst i vannkilder. Et våtere og varmere klima vil påvirke både vegetasjon og jordsmonn, og kan føre til at vannkvaliteten i grunnvannskilder endrer seg. Klimaendringene kan medføre både økt produksjon og økt tilførsel av naturlig organisk stoff (NOS, også kalt NOM, naturlig organisk materiale):



Figur 1.6: Økt flomfrekvens er en sannsynlig konsekvens av forventede klimaendringer (Foto: Katrine Ånestad)



Figur 1.7: Økt frekvens av kraftig regnvær er en sannsynlig konsekvens av forventede klimaendringer (Foto: Eyvind Andersen)

- Høyere gjennomsnittstemperatur over året kan gi økt plantevekst, inkl. mer løvskog som gir mer organisk materiale til bakken (nedfall av løv)
- Mer nedbør gir økt avrenning på overflaten uten at vannet først trenger ned i jordsmonnet, og stoffer fra visne planter blir derfor i mindre grad nedbrutt før det vaskes ut i vannet
- Økt nedbør kan gi høyere grunnvannsnivå som igjen kan medføre flere myr- og våtmarksområder
- Kortere frostperioder vinterstid og økt fuktighet bidrar også til økt utvasking av organisk materiale

Forventede klimaendringer vil også kunne påvirke vannforsyningsnettene. Ved forhøyet grunnvannsstand øker både risikoen skader på ledningsnettene og for innsug av avløpsvann i drikkevannssystemene siden ledningene ofte ligger i fellesgrøfter. Innhold av organisk materiale og varmere vann øker den mikrobielle aktiviteten (biofilm) i ledningsnettene. Dette kan redusere den hygieniske kvaliteten på drikkevannet og bidra til lukt og smak.

Stortingsmeldingen «Klimatilpasning i Norge» framhever at sårbarhet knyttet til viktig infrastruktur som vannforsyning, veier og bygninger. Rapporten understreker at klimaendringene vil forsterke behovet for vedlikehold og fornyelse av vannforsyning og annen infrastruktur. Rutiner for å håndtere brå endringer i råvannskvalitet eller ekstrem nedbør bør inngå i kommunenes beredskapsplaner. Det antas at avbøtende tiltak ved vannbehandlingsanleggene lett kan utføres, mens tiltak mot inntrengning av avløpsvann i drikkevannsledningsnettene er vanskeligere, fordi tilstanden til ledningsnettene kan være ukjent og fordi utskiftning/rehabilitering er dyrt og tidkrevende. Oppgradering av ledningsnettene kan imidlertid være med på avbøte de konsekvenser klimaendringer har.

1.4.2 Globalisering og urbanisering

Verdens befolkning har kommet tettere på hverandre gjennom utbredt reising, migrasjon og handel. Vi antar at dette er en medvirkende faktor til forekomsten av «nye» patogener mikrober i vannforsyningen i Norge, som for eksempel *Cryptosporidium* og *Giardia*. Smittebærende enkeltpersoner er den viktigste kilde til innførsel av parasittiske protozoer til Norge, men også økt handel og import av matvarer kan være en kilde.

I dag bor over halvparten av verdens befolkning i urbane strøk. Byene fortsetter å vokse, spesielt i utviklingsland, og fattigdommen urbaniseres. Dette medfører en rekke miljøutfordringer, som press på drikkevannssystemer, større behov for beskyttelse av vannkilder, og økt risiko for utilfredsstillende sanitære forhold. Også i Norge har dette flyttemønsteret vært gjeldende. En sterk byvekst krever større investering i vannsektoren, slik at innbyggerne i byene får nok vann av god kvalitet. Kildesikring er spesielt utfordrende og viktig i sentrale områder hvor presset på arealene er størst.

1.4.3 Små vannforsyningssystemer

Det anslås at om lag 600.000 personer i Norge forsynes av vannforsyningssystemer som forsyner færre enn 50 personer). I tillegg kommer småanlegg som forsyner fritidsboliger. Drikkevannsforsyningen i spredt bebyggelse er lite kjent for Mattilsynet siden disse små forsyningssystemene har falt utenfor



Figur 1.8: Folkehelseinstituttet har utarbeidet en brosjyre med råd til dem som har vannforsyning i spredt bebyggelse. «Drikkevann i spredt bebyggelse og på hytta» kan lastes ned fra instituttets nettsider.

drikkevannsforskriftens krav til godkjenning og rapportering. Det antas at udesinfisert vann fra små vannforsyninger står for en relativt stor andel av vannbåren sykdom, sykdom som ikke blir registrert i sentrale registre.

1.4.4 Agens som har fått økt oppmerksomhet

Av smittestoff som har fått økt oppmerksomhet i senere år, kan nevnes det svært smittsomme noroviruset og innvollparasittene *Giardia* og *Cryptosporidium*. De to sistnevnte er protozoer som kan forårsake kraftig mage- og tarminfeksjon, og de er funnet i lave konsentrasjoner i norske vannkilder. De skilles ut fra tarmen som svært hardføre cyster/oocyster. Disse er så små at de kan passere sandfiltre, og siden de i tillegg er resistente mot klor, har de blitt en betydelig utfordring for vannverkene. Folkehelseinstituttet har derfor siden 2003 anbefalt bruk av UV-bestråling ved norske vannverk.

At parasitter er en reell trussel i drikkevannssammenheng ble bekreftet ved utbrudd i Bergen og i Østersund og Skellefteå i Sverige. Ved giardiautbruddet i Bergen i 2004 ble over 1300 personer påvist smittet, og anslaget for det totale antallet smittede var 5000-6000 personer. Kraftig nedbør førte til overløp i avløpsnett som forurenset en drikkevannskilde med *Giardia*, en parasitt som tåler klorering. Ved cryptosporidiumutbruddet i Østersund i 2010 er det anslått at 27.000 personer ble syke som følge av forurenset drikkevann, mens antallet i Skellefteå året etter var ca. 20.000.

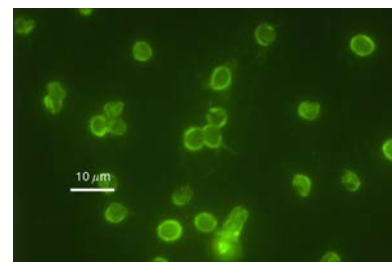
Legionærsykdom er en sjelden, men alvorlig lungebetennelse, som kan være dødelig. Den har fått økt oppmerksomhet etter to store utbrudd, i Stavanger (2001) og i Sarpsborg-

/Fredrikstadorrådet (2005). Bakteriene finnes i norsk natur, men blir først smittefarlige dersom de får formere seg i lunkent vann i tekniske installasjoner. De kan smitte dersom man puster inn fine svevende vanndråper (aerosoler) som er forurenset med bakteriene, og det er grunn til å anta at dusjer er en vesentlig smitekilde. Det registreres årlig totalt 30-50 sykdomstilfeller hvorav et 20-talls tilfeller skyldes innenlands smitte fra installasjoner. Fordi legionærsykdom er vanskelig å diagnostisere, er det reelle tallet på smittede vesentlig høyere. Legionellabakteriene kan også forårsake Pontiacfeber, en influensalignende sykdom. Denne sykdommen er mindre alvorlig og blir sjelden diagnostisert.

Internasjonalt øker bevisstheten om at drikkevannet kan inneholde helsemessig betenkelige stoffer, for eksempel rester fra farmasøytiske produkter, plantevernmidler og andre stoffer. Mange norske vannverk nyter godt av å ha godt beskyttede nedbørfelt med få forurensende aktiviteter i nærheten. Dette, sammen med et godt utbygd og sentralisert avløpssystem, gjør at tilførselen av slike stoffer til vannkildene er lav her i landet.

1.4.5 Vedlikeholdsetterslep og investeringsbehov

Bransjeorganisasjonen Norsk Vann (Ødegaard J. m.fl. 2013) anslo at utbedringskostnadene for at vann- og avløpsanleggene skulle oppnå akseptabel standard var på ca. 200 milliarder kroner. Fram mot 2030 anslås et ytterligere investeringsbehov på ca. 290 milliarder for å dekke utskiftning av ledningsnett, befolkningsvekst i byene, samt for å håndtere klimaendringer og økte krav til kvalitet og sikkerhet. På drikkevannssiden er hoveddelen av kostnadene knyttet til utbedring av ledningsnett. Andelen vann som



Figur 1.9: Parasitten *Cryptosporidium parvum* skilles ut fra tarmen som oocyster som gjør at den overlever lenge i naturen og som videre gjør den svært motstandsdyktig mot klor (Foto:EPA/H.D.A. Lindquist)

lekker ut i grøftene via utette drikkevannsledninger (anslått til over 30% i vannverkene egenrapportering) er langt høyere enn den er i andre nordiske land. Slike lekkasjer gjør at vi må produsere og transportere mer drikkevann, noe som øker behandlingskostnader og gjør at rør og bassenger må ha større og dyrere dimensjon. Samtidig medfører lekkasjene risiko for innsug av forurensninger dersom det oppstår undertrykk i drikkevannsrørene.

1.5 Vannforsyningen i Norge

1.5.1 Vannforsyning fra kilde til forbruker

Et vannforsyningssystem består normalt av følgende elementer: vanntilsigsområde, vannkilde, vannbehandling, vannbehandlingsanlegg, transportsystem og driftsrutiner. Vannkvalitet påvirkes av både stedlige omgivelser, for eksempel berggrunn og aktiviteter i nedbørfeltet, og av forhold i de ulike typene vannkilder. Vannkilden kan være overflatevann i innsjøer, elver og bekker, eller grunnvann i fjell eller løsmasser. De ulike kildene har karakteristiske egenskaper som det er viktig å ta hensyn til når de benyttes til vannforsyning.

Vannbehandling er en prosess som endrer vannets fysiske, kjemiske eller mikrobielle sammensetning. Prosessen skal sikre et hygienisk trygt og bruksmessig tilfredsstillende drikkevann. Hovedsakelig består vannbehandlingen av metoder som sikrer at vannet er desinfisert og fritt for farge, lukt og smak, samt av korrosjonskontroll, det vil si tiltak som skal sørge for at ledningsnettene ikke tar skade av å være i kontakt med vannet.

Vannforsyningsnettene består av overføringsledninger eller tunneler fra kilde til vannbehandlingsanlegg, fordelingsnett og stikkledninger i forbruksområdet. Pumpestasjoner, trykkreduksjonsinnretninger, høydebasseng, kummer og ventiler er også sentrale deler av dette systemet.

Et godt driftet vannforsyningssystem har lav risiko for kvalitetssvikt og avbrudd i produksjonen. Sikker vannforsyning forutsetter at det er etablert internkontroll som blant annet omfatter:

- Risiko- og sårbarhetsanalyse
- Etablering av kontrollpunkter
- Rutiner for avvikshåndtering og varsling
- Systemdokumentasjon
- Vedlikeholdsplaner
- Beredskapsplan for gjenværende risiko
- Kompetanse og opplæring
- Internrevisjon
- Rapportering til myndighetene

1.5.2 Nøkkeltall om norske vannverk

I Norge finnes det i følge Mattilsynet minst 1 500 vannverk som forsyner 50 personer eller mer. Disse vannverkene forsyner 4,6 millioner personer, ca. 89 prosent av befolkningen, med vann.

Tabell 1.2: Eierforhold og størrelse for vannverk som forsyner minst 50 personer. Informasjonen er rapportert fra vannverkene til Mattilsynet, og vannverkene er ansvarlig for datakvaliteten.

Vannverks- størrelse	Kommunal/ Interkommunal		Andre eierformer (<i>private andelslag, mv.</i>)		Sum	
	Antall vannverk ¹	Antall personer tilknyttet	Antall vannverk ¹	Antall personer tilknyttet	Antall vannverk ¹	Antall personer tilknyttet
50-500 pers.	494	101 700	412	65 400	906	167 100
501 - 5000	342	569 600	85	122 200	427	691 800
5001 –	161	3 707 500	2	17 300	163	3 724 800
Sum ³	997	4 378 800	499	205 000	1 496	4 583 700
Andel	67 %	96 %	33 %	4 %	100 %	100 %
Gjennomsnittsstørrelse		4 400		400		3 100

¹ Her inngår 23 vannverk uten egne abonnenter som bare leverer vann til andre vannverk.

Tabellen viser at litt over 60 % av vannverkene forsyner 500 personer eller mindre. Snaut 29 % av vannverkene har mellom 500 og 5 000 tilknyttede personer, mens snaut 11 % forsyner flere enn 5 000 personer. De største vannverkene forsyner likevel svært mange personer, over 81 % av de som får vann fra de registrerte vannverkene.

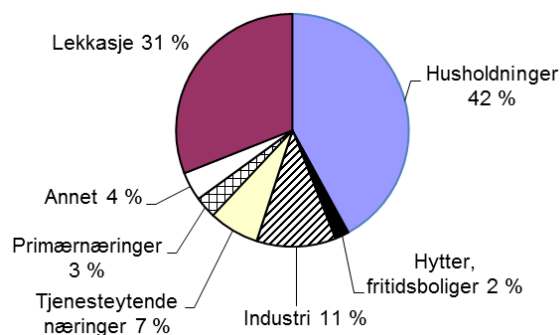
Norsk vannforsyning er blitt vesentlig utbedret i løpet av de siste 20 år. Et eksempel som viser utviklingen, er at i 1994 leverte 500 av de vannverkene som rapporterte til Vannverksregisteret udesinfisert overflatevann, og disse vannverkene forsynte 370 000 personer. I 2004 var det 125 vannverk som rapporterte at de leverte udesinfisert overflatevann, og disse forsynte snaut 30 000 personer. For 2014 er tilsvarende tall 24 vannverk og 2300 personer. Da datagrunnlaget for disse årene ikke er helt likt (endret grense for rapporteringsplikt), har utbedringen i realiteten vært enda større.

Behandling av drikkevann i Norge har endret seg noe som følge av økt kunnskap om mulige parasitter i norske vannkilder. Desinfeksjon med klor har ikke effekt på disse mikrobenene, og flere vannverk benytter derfor UV-bestråling som desinfeksjonsmetode. I 2007/2008 overtok UV-bestråling som vanligste desinfeksjonsmetode ved norske vannverk.

Vannforbruket fordeler seg hovedsakelig på husholdningsforbruk, lekkasjer i vannforsyningsnettet og industri, se figur 1.10.

1.5.3 Forvaltning for å sikre en trygg vannforsyning

Drikkevannsforskriften gir grunnlaget for å sikre trygg drikkevannsforsyning. Forskriften er fastsatt med hjemmel i matloven, folkehelseloven og lov om helsemessig og sosial beredskap, og er harmonisert med EUs vanddirektiv og drikkevannsdirektiv. Mattilsynet er forvaltningsmyndighet og godkjenner



Figur 1.10: Fordeling av vannforbruk på ulike kategorier (2014)

og fører tilsyn med vannverk. Godkjenningsprosess og tilsyn er Mattilsynets verktøy for å påse at vannverket leverer hygienisk betryggende vann til forbrukerne.

Kommunens tilsynsansvar kan komme til anvendelse der matloven ikke er aktuelt hjemmelsgrunnlag, for eksempel ved legionellproblematikk, radon, leveringssikkerhet, vannforsyning til enkelthusholdninger, utslippssaker fra private avløpsanlegg m.v. Det kan også være andre forhold, for eksempel akutte situasjoner, som gjør det nødvendig eller hensiktsmessig at det er kommunen som iverksetter tiltak. (Kommuneoverlegen har etter folkehelseloven mulighet til å fatte hastevedtak når det er akutt helsefare.)

Det bør være samarbeid mellom Mattilsynet og miljørettet helsevern i kommunen. Blant annet er det viktig at Mattilsynet får tilstrekkelig informasjon fra kommunen om forhold av betydning i nedbørsfeltet, slik som arealplaner, utslippssøknader, bruk og lagring av slam og lignende. Dette er forhold som kommunenes miljørettet helsevern skal ha oversikt over, og Mattilsynet skal få planer som berører drikkevannsinteressene tilsendt.

Ved etablering og drift av vannverk må man også forholde seg til annet regelverk. Noen av de mest sentrale lovene er (pr. 2016) plan- og bygningsloven, som gir regler for arealutnyttelse; vannressursloven, som regulerer utnyttning av vassdrag og grunnvann; forurensningsloven, som gir miljøkrav til utslipp; og arbeidsmiljøloven. Internkontrollen skal følge drikkevannsforskriftens krav. Vannverkene må også gjennomføre risiko- og sårbarhetsanalyser, både for å sikre kvalitet på og mengde av drikkevann, og for HMS-området.

Kommunen er lokal ansvarlig helsemyndighet i saker om vannforsyning, og før Mattilsynet gir godkjenning av vannverk, skal det gis adgang til uttalelse fra berørte kommuner om forhold som angår miljørettet helsevern og arealdisponering. For øvrig er kommunen lokal planmyndighet, mens fylkeskommunen har ansvar for planlegging på fylkesnivå. Norges vassdrags- og energidirektorat, NVE, er myndighet i henhold til vannressursloven. Fylkesmannen og Miljødirektorat forvalter forurensningsloven, og Arbeidstilsynet forvalter arbeidsmiljøloven.

Vannforskriften skal sørge for at vannressursene forvaltes på en god måte og at drikkevannskilder beskyttes mot forurensning. Fylkeskommuner, fylkesmenn og kommuner er viktige aktører sammen med mange sektormyndigheter. Miljødirektoratet er ett av disse. I 2014 vedtok Regjeringen nasjonale mål for vann og helse, som blant annet har som formål å redusere sannsynligheten for vannbåren smitte gjennom drikkevann og badevann, og disse målene gir føringer for sektormyndighetenes arbeid. De nasjonale målene for vann og helse er publisert på Mattilsynets sider.

1.6 Referanser

- Andersen, E. m.fl. 2005.** Hva kan vi lære av giardiautbruddet i Bergen? Miljø&Helse nr. 1
Bergen Giardia Research Group: Investigating giardiasis and long term complications
http://bgrg.uib.no/BGRGwebsiteE_files/Page392.htm.
- Bruaset S, editor 2013.** Forventede effekter av klimaendringer i vannforsyningsssystemet, fra nedbørfelt til tappekran. Hvordan bør vi tilpasse oss? Resultater fra EU prosjektet PREPARED. Norsk vann seminar; Miljødirektoratet.
- de Man H. m.fl. 2014** Quantitative assessment of infection risk from exposure to waterborne pathogens in urban floodwater. Water Res.;48:90-9.
- Dorny P. m.fl. 2009** Emerging food-borne parasites. Vet Parasitol. 2009;163(3):196-206.
- European Centre for Disease Prevention and Control 2012.** Assessing the potential impacts of climate change on food- and waterborne diseases in Europe. Stockholm.
- Folkehelseinstituttet 2003.** Informasjon fra Vannverksregisteret. Vann nr. 1
- Folkehelseinstituttet og Helsedirektoratet 2010.** Helsekonsekvenser av klimaendringer i Norge- Bakgrunnsmateriale til NOU Klimatilpasning. Oslo: Nasjonalt Folkehelseinstitutt.
- Folkehelseinstituttet 2016.** Miljø og helse – en forskningsbasert kunnskapsbase.
www.fhi.no/nettpub/mihe
- Guzman Herrador B. m.fl. 2013.** Årsrapport- utbrudd av smittsomme sykdommer i Norge.
- Guzman Herrador B. m.fl. 2016.** Vannbårne utbrudd i Norge i perioden 2003-12. Tidsskrift for Den norske legeförening 136:612 – 6
- Hem L.J. m.fl. 2008.** Vannkilden som hygienisk barriere». Rapport B10. Norsk Vann
- Johansen T.A. m.fl. 2004.** Det viktige vannet: norsk vann- og avløpshistorie. Interconsult ASA.
- Kapperud G. 2015.** Utbruddsveilederen. www.fhi.no/nettpub/utbruddsveilederen
- Krogh, T. m.fl. 2003.** Klorering av drikkevann – er det godt nok? Nytt fra folkehelseinstituttet vol. 2, nr 17, 2003
- Liane S.F. m.fl. 2010.** Drikkevannskvalitet og kommende utfordringer – Problemoversikt og status. Rapport 177. Hamar: Norsk Vann; 2010.
- Lindholm O. m.fl. 2006.** Vannledningsnett i Norge – På bedringens vei? Vann 1.
- Mattilsynet 2011.** Veileder til drikkevannsforskriften versjon 3.
- Myrstad L. m.fl. 2015.** Landsrapport fra vannverksregisteret, Folkehelseinstituttet.
- Noregs offentlege utgreingar (NOU) 2010.** NOU 2010:10 Tilpasning til eit klima i endring. Servicesenteret for departementa. Informasjonsforvaltning, 2010.
- Nygård K. m.fl. 2003.** Sykdomsutbrudd forårsaket av drikkevann i Norge. Tidsskrift for Den Norske Lægeförening;123(23).
- Pettersen J.E. 2015.** Forebygging av legionellasmitte- en veiledning. Nasjonalt Folkehelseinstitutt.
- Robertson L.J. m.fl. 2001.** Occurrence of Cryptosporidium oocysts and Giardia cysts in raw waters in Norway. Scand J Public Health. 2001;29(3):200-7.
- Stortingsmelding 33 2013.** Klimatilpasning i Norge.
- Stortingsmelding 31 2003.** Storbymeldingen.
- Vitenskapskomiteen for mattrygghet 2009.** Risikovurdering av parasitter i norsk drikkevann: VKM.
- WHO 2013.** Diarrhoeal disease fact sheet:
www.who.int/mediacentre/factsheets/fs330/en/index.html
- WHO 2011.** Guidelines for drinking-water quality- 4th ed.2011.
- WHO and UNICEF 2012.** Joint Monitoring Program (JMP) Progress on drinking water and sanitation.
- Ødegaard H. m.fl. 2009.** Veiledning til god desinfeksjonspraksis. Rapport 170. Hamar: Norsk Vann.
- Ødegaard J. m.fl. 2013.** Investeringsbehov i vann og avløpssektoren. Rapport B17. Hamar: Norsk Vann.

2. Vannkvalitet og helse

2.1 God vannkvalitet – en forutsetning for god helse

Helsen vår kan bli påvirket av drikkekvaliteten hvis vannet vi drikker eller er i kontakt med inneholder:

- Bakterier, virus, parasitter eller sopp som kan forårsake infeksjonssykdommer eller hudirritasjoner
- Organiske og uorganiske stoffer som kan være akutt giftige, allergifremkallende, kreftfremkallende eller som kan hoppe seg opp i organismen og gi helseskade

Størst risiko knyttes til mikrober som kan gi mage- og tarmsykdom. Mennesker kan få i seg smittestoffer ved å drikke fekalt forurenset vann (vann som er forurenset av tarmbakterier fra mennesker eller dyr), ved å spise rå jordbruksprodukter som er vannet med forurenset vann, eller ved bading etc. Den største risikoen for smitte er knyttet til det å drikke vann som ikke er tilstrekkelig behandlet, for eksempel fra vannverk med svikt i vannbehandlingen, fra private brønner eller fra tilsynelatende rene fjellbekker og -vann.

Kjemiske stoffer i vannet kan ha negative effekter på helsen vår eller skape problemer ved den daglige bruken av vann. Både naturlige og menneskeskapt kilder påvirker kjemisk vannkvalitet. Naturlige kilder kan være mineraler fra fjell og løsmasser som løses ut i kontakt med vann, organisk stoff fra jord, vekster og dyr, og salter fra havvann som føres med luften i kystnære strøk. Menneskeskapt kilder kan være jordbruk, industriaktivitet, tettsteder og avfallsplasser. Ved uheldige omstendigheter kan drikke-vannet også bli forurenset i forbindelse med vann-behandling og -distribusjon.

Drikkevann skal være helsemessig trygt og egnet til bruk. I drikkevannsforskriften er det fastsatt kvalitetskrav til drikkevann i form av grenseverdier for indikatorparametere og for de vanligste problemkomponenter i drikkevann. Kravene er tilnærmet de samme til vann som leveres i kranen hjemme som til flaskevann, så lenge flaskevannet kalles «drikkevann» eller «kildevann» og ikke er tilsatt smak eller andre stoffer. Er flaskevannet av typen «naturlig mineralvann», er det andre kvalitetskrav som gjelder, og vannet kan inneholde mer av stoffer som salt og fluor etc. enn det som er tillatt for drikkevann. For mer informasjon om flaskevann, vises det til Mattilsynets nettsider (Mattilsynet 2014).

2.2 Mikrober i vann

2.2.1 Smittespredning gjennom vann

Et vannforsyningssystem kan bli tilført smittestoffer dersom råvannet inneholder fekal eller annen forurensning som vannbehandlingen ikke fjerner effektivt nok. Forurensning kan også tilføres drikkevannet ved innsug i ledningsnettet ved undertrykk. Mikrober i drikkevannet kan forårsake sykdom ved drikking, innånding av vanndråper, ved hud- og slimhinnekontakt eller ved forurensning av matvarer. Enkelte matforgiftningsbakterier kan produsere toksiner (giftstoffer) når de formerer seg i matvarene, og noen av toksinene kan gi matforgiftning selv om maten etterpå er kokt/stekt og bakteriene drept.



Figur 2.1: Kjemiske stoffer har først og fremst helseeffekter på lang sikt, men dersom konsentrasjonene blir svært høye vil man kunne bli akutt syk. Bildet viser vann som er misfarget av ekstremt høye kobberverdier. Man kan få mageproblemer om man drikker vann som har stått lenge i nye kobberrør (Foto: Anonym)

Mage- og tarmsykdom (gastroenteritt), er den hyppigst forekommende type sykdom som smitter via drikkevann. De mest kjente vannrelaterte sykdommene fra tidligere tider og/eller andre verdensdeler er kolera, dysenteri, tyfoidfieber, paratyfoidfieber og smittsom gulsott (hepatitt A). Også protozoer (parasitter) som *Giardia* og *Cryptosporidium* forårsaker mage- og tarmsykdommer (figur 2.2). De fleste drikkevannsbårne sykdomstilfellene de senere år skyldes *Campylobacter*, mens de fleste utbruddene skyldes norovirus.



Figur 2.2: Parasitten Giardia. Syke mennesker skiller ut store mengder hardføre giardiacyster som via avløpsvann kan forurense drikkevannskilder. Slike cyster uskadeliggjøres ved UV-bestråling, men ikke ved klorering av drikkevann (Foto: CDC)

Noen bakterier som lever naturlig i vassdrag kan føre til sykdom hos mennesker når de får anledning til å formere seg i oppvarmet vann i tekniske installasjoner. Eksempler på slike bakterier er *Legionella* som kan gi alvorlig lungebetennelse og *Pseudomonas* som kan gi utslett. De kan finne gunstige vekstbetingelser i blant annet svømmebasseng, boblebad, dusjhoder og vannledninger.

Mennesker har flere forsvarsmekanismer mot infeksjonssykdommer. Hvorvidt man får en infeksjon eller ikke, avhenger av smittestoffets evne til å angripe, av hvor stor mengde som inntas og av den smittedes alder, allmenntilstand og immunstatus etc. I milde tilfeller kan også infeksjonen forløpe uten registrerbare symptomer, eller med uspesifikke symptomer. Smittespredning gjennom drikkevann er omtalt mer utførlig i Miljø og helse, i underkapittel «Smittespredning gjennom drikkevann» (Folkehelseinstituttet 2016)

2.2.2 Kilder til fekal forurensning

Mikrober som smitter mennesker via vann, kommer hovedsakelig fra avføring fra mennesker eller varmblodige dyr. Syke mennesker og dyr produserer store mengder smittestoff i tarmen, og skiller det ut i avføringen. Avføring fra mennesker kan ende opp i vannkilder via kommunalt avløpsvann, selv om avløpsvannet har passert et renseanlegg. De fleste tarmbakteriene hos mennesker og dyr er en del av fordøyelsessystemet, og er nyttige. Noen bakterier som er normale hos enkelte dyr, for eksempel *Campylobacter* hos kråker, ender og måker, kan likevel forårsake diaré sykdom hos mennesker.

Vassdrag kan bli forurenset av avføring fra dyr som lever i eller på vann, for eksempel bever og vannfugler, eller fra andre ville dyr via overflateavrenning fra skog og mark. Avføring fra husdyr kan bli tilført vann som renner av fra beitemark, fra dyrket mark som er gjødslet med husdyrgjødsel, med sigevann fra gjødselkjellere, eller med smeltevann om våren hvis gjødselen er spredd på frossen eller tilsnødd mark. Avføring fra hunder og katter kan bli tilført vassdrag med avrenningsvann etter regnskyll i byområder. Grunnvann kan bli forurenset fra utedøer, overbelastede avløpsinfiltrasjonsgrøfter, utette gjødselkjellere eller gjødslede jorder.

2.2.3 Smittestoffers overlevelsessevne i vann

Mikrobenes evne til å overleve i vann betyr mye for smitterisikoen. Risikoen for at mennesker kan bli syke er høyere jo ferskere forurensningen er. Den mikrobielle vannkvaliteten overvåkes ved analyser av såkalte indikatorbakterier. Noen smittestoffer kan overleve mye lenger i vann enn det indikatorbakteriene kan. Fravær av indikatorbakterier vil altså ikke alene kunne garantere helsemessig betryggende vann.

De vanligste bakterielle smittestoffene fra avføring, *Campylobacter*, *Salmonella*, *Shigella* og *Yersinia enterocolitica*, har omtrent samme overlevelsessevne i vann som *E. coli*, en bakterie som finnes i store mengder i avføring fra mennesker og mange dyr. Dersom man ikke finner *E. coli* i vannet, er det derfor lite sannsynlig at vannet inneholder disse andre smittestoffene. Virus har en meget motstandsdyktig kapsel, og kan overleve lenger enn bakterier. Enkelte bakterier, som *Clostridium perfringens* og *Bacillus*, har dessuten evnen til å produsere meget hardføre overlevingsstadier, kalt sporer. Tarmparasitter som *Giardia* og *Cryptosporidium* kan også produsere overlevingsstadier (cyster eller oocyster) som holder seg lenge i infeksjons tilstand i vann.

Kommunalt avløpsvann blir i dag som oftest rensert før det slippes ut. Renseanleggene fjerner ikke mikrober, selv om antallet kan bli redusert. Bare hvis anleggene desinfiserer avløpsvannet, vil antall levedyktige mikrober være vesentlig redusert. I vassdrag som mottar rensert eller urensert kommunalt avløpsvann, må man regne med at alle indikatorene og alle typer smittestoff kan befinne seg i vannet. For andre vassdrag vil slike mikrober bare sporadisk være til stede. I behandlingsanlegg for drikkevann vil antallet mikrober reduseres gjennom behandlingsprosessene.

2.2.4 Oversikt over ulike grupper av smittestoff i vann

Som oftest deles smittestoff i vann i tre grupper som har hver sine karakteristikk; bakterier, virus og parasitter. Nedenfor følger en beskrivelse av disse gruppene av patogene mikrober, samt av sopp. En detaljert beskrivelse av en rekke bakterier, virus, parasitter og sopp som er relevant for vannforsyning finnes i kapittelet om vann i Miljø og helse, i underkapittel «Smittestoffer i vann» (Folkehelseinstituttet 2016)

Bakterier

Bakterier er encellede organismer som finnes overalt på jorden, og som kan leve i alle miljøer. Bakteriene som kan påvirke helsen hos mennesker, kalles patogene bakterier eller patogene agens. Det finnes en rekke bakterier som kan forårsake vannbårne sykdommer, men de fleste kan ikke formere seg eller overleve lenge i vann. Unntak her er såkalt opportunistiske bakterier, for eksempel *Legionella*, *Pseudomonas* og *Mycobacterium*.

Bakterier er den gruppen av patogene mikrober som er mest følsomme overfor desinfeksjon. Enkelte bakterieslekter har imidlertid evnen til å danne sporer (overlevingsstadier) som kan overleve lenge i miljøet, og sporene er også svært resistente mot desinfeksjon.

Virus

Virus er det minste av de vannbårne infeksjose agens, og består av «innkapslet» arvestoff som kan forårsake infeksjoner. Når virus infiserer en celle frigjøres arvestoffet og vertscellen bringes til å produsere nye viruspartikler som siden frigjøres. Bare et fåtall virus forårsaker sykdom hos mennesker. De fleste virus er artsspesifikke, og kan bare smitte fra menneske til menneske. En eneste infeksjons viruspartikkel kan teoretisk forårsake sykdom, men under normale forhold kreves det likevel en høyere dose. Norovirus er sannsynligvis den hyppigste årsaken til vannbårne sykdomsutbrudd i Norge.

En regner med at det bare er virus med fekal-oral smittevei, det vil si virus som smitter fra avføring til munn, som har praktisk betydning når det gjelder vannbåren smitte for mennesker. Slike virus passerer magesekken for så å infisere tarmslimhinnen. Enkelte virus, særlig virus som tilhører enterovirusgruppen, kan passere tarmslimhinnen og deretter nå fram til andre organer via blodet. Eksempler på dette er infeksjon i sentralnervesystemet,

hud, muskler og lever (hepatitt A virus). Virus som forårsaker mage- og tarmsykdom, gastroenterittvirus, sprer seg derimot sjelden til andre organer. Sykdomssymptomene oppstår som følge av skaden på tarmslimhinnen.

Parasitter (protozoer og helminter)

Parasittiske protozoer, «parasitter», er mikrober som er større enn bakterier. De finnes i flere varianter, som amøber, flagellater og ciliater. Noen av dem kan leve i tarmen hos mennesker og dyr og gir mage- og tarmsykdom. Eksempler på slike protozoer er *Giardia* og *Cryptosporidium*. I tarmen danner parasittene overlevingsstadier i form av cyster eller oocyster som skilles ut med avføringen og siden kan forurense drikkevannskilder. Cyster eller oocyster tåler godt klor og er videre så små at de er vanskelige å holde tilbake ved filtrering.

Helminter er en fellesbetegnelse på innvollsorm (mark) som kan leve og formere seg i innvoller hos mennesker og dyr. Helmintene er rundormer (nematoder), ikter (trematoder) og bendelormer (cestoder), hvorav bare noen få kan overføres til mennesker via vann, og enda færre av disse er aktuelle ved våre breddegrader. Eggene hos helminter er større enn protozocyster, bakterier og virus, og vil lettere holdes tilbake i renseprosesser for avløpsvann og drikkevann.

Sopp

Muggsopp i drikkevann kan føre til en rekke helsemessige ulemper, som hudirritasjoner, allergireaksjoner eller infeksjoner hos personer med svekket immunforsvar. Det er også en mulighet for at muggsopp i vann kan produsere mykotoksiner (muggsoppgifter). I tillegg kan muggsopp gi dårlig smak på vannet og virke korroderende på ledningsnett. Siden muggsopp i drikkevann er et forholdsvis nytt forskningsfelt i Norge, er det fortsatt mye vi ikke vet om helseeffekter.

2.2.5 Indikatorer for fekal forurensning

Et hygienisk trygt vann er fritt for sykdomsfremkallende mikrober. Det er ikke praktisk mulig å analysere for alle tenkelige mikrober som kan finnes i vannet, og derfor bruker vi indikatororganismer som hjelpemiddel til å overvåke mulig fekal forurensning.

En ideell fekal indikator kjennetegnes ved at den alltid er til stede i stort antall i avføringen til mennesker eller dyr, og at den har tarmen som eneste reservoar. Den har ikke evne til å formere seg i naturen, og er enkel å identifisere. Selv om enkelte mikrober har egenskaper som gjør dem til egnede indikatorer, har de likevel noen begrensninger. For eksempel kan overlevelsestiden for en patogen mikrobe være lenger enn hos indikatororganismen.

Det å overvåke én eller flere valgte indikatororganismer, betyr ikke at man oppdager alle sykdomsfremkallende mikrober som kan være tilstede i drikkevannet. I tillegg vil en vannprøve alltid bare representere et øyeblikksbilde. Det er alltid en mulighet for at en forurensning ikke blir fanget opp mellom to prøvetakingstidspunkt. Det er derfor viktig at man fokuserer på sikkerhet i hele vannforsyningssystemet fra kilde til tappekran, da mikrobielle analyser kun vil kunne fungere som en verifisering av at driften av vannforsyningssystemet er under god kontroll.

Koliforme bakterier (E.coli)

Betegnelsen «koliforme bakterier» inkluderer en rekke tarmbakterier. Som oftest vil en analyse som påviser koliforme bakterier i vannet (ved 37°C) indikere at vannet er tilført

avføring. Man kan imidlertid ikke være helt sikker, da enkelte jord- og vannbakterier også medbestemmes. Noen av disse vokser på planterester som nedbrytes i jord, og andre på planterester i vann. Introduksjonen av enzymatiske analysemetoder har ført til at flere bakterier som har sitt hovedreservoar i miljøet og ikke i tarmen, telles med, og derfor har verdien av koliforme bakterier som fekal indikator blitt redusert.

Escherichia coli (*E. coli*), er den koliforme bakterien som forekommer i størst mengde i avføringen til friske mennesker, og er derfor den organismen vi benytter for å vurdere om vannet er forurenset med avføring. *E. coli*-bakteriens evne til å vokse raskt ved ca. 44 °C avtar etter en tids opphold i vannet. Etter én til to uker vokser dermed *E. coli* «bare» ved de samme betingelsene som de andre koliforme bakteriene. Denne innsikten bruker vi til å avgjøre om avføringen i vannet er fersk. Det analyseres først for koliforme bakterier, og dersom koliforme bakterier kan påvises, skal videre undersøkelser vise om det dreier seg om *E. coli*. *E. coli* indikerer da tilstedeværelse av fersk fekal forurensning.

E. coli-bakteriene er vanligvis ufarlige så lenge de oppholder seg i tarmen, der de har en viktig funksjon i fordøyelsen. Men det finnes noen grupper av *E. coli* som ikke er en del av vår naturlige tarmflora, og som forårsaker ulike typer tarminfeksjoner hos mennesker. *E. coli* som indikatororganisme må derfor ikke forveksles med disse. *E. coli* benyttes også til å vurdere hvor effektivt desinfeksjonsprosessen inaktiverer bakterier, men er ikke en egnet indikator på om vannet inneholder virus eller parasitter, herunder cyster fra *Giardia* eller *Cryptosporidium*, da disse mikrobene er mer resistente mot desinfeksjonsmidler/-prosesser enn *E. coli*.

Intestinale enterokokker

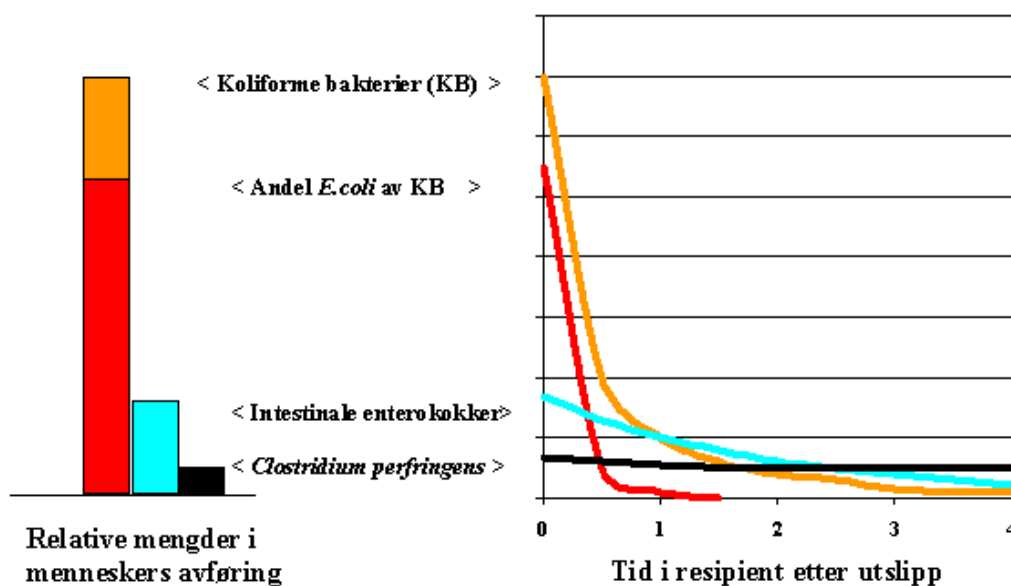
Intestinale enterokokker overlever lenger i vann enn de koliforme bakteriene. Dette er mest markant i saltvann, og derfor har denne bakteriegruppen lenge vært benyttet for å vurdere vannkvalitet på sjøbadebretter. Intestinale enterokokker er en bedre indikator på mulig forekomst av tarmvirus, sammenlignet med koliforme bakterier. Tarmvirus overlever lenger i vann enn de fleste bakterier, og mye lenger enn bakterier med samme overlevelsessevne som de koliforme bakteriene.

Clostridium perfringens

Clostridium perfringens er en bakterie som også finnes i avføringen til mennesker og dyr, men da i lavere mengder enn *E. coli* og intestinale enterokokker. Bakterien kan imidlertid danne såkalte sporer når vekstforholdene blir ugunstige. Disse sporene overlever svært lenge i vann, og har derfor vært benyttet til å bestemme om vannet inneholder en gammel fekal forurensning. *Clostridium perfringens* har videre blitt benyttet som indikator på om vannet inneholder smittestoffer som *Giardia* eller *Cryptosporidium* på grunn av evnen til å danne sporer. Det hersker imidlertid tvil om *Clostridium perfringens* er en egnet indikator på fekal forurensning, da den kun finnes i lave konsentrasjoner i vann, samt at den også kan leve i naturen på nedbrutte planterester. For øvrig kan *Clostridium perfringens* vokse og produsere giftstoffer i mat som kjøles ned for langsomt før den siden varmes opp én eller flere ganger.

Indikator for virus

Det stilles ikke krav til å analysere virus i drikkevann. Det finnes heller ingen etablert indikator for overvåking av virus. Det diskuteres om bakteriofager kan være en mulig indikator. En bakteriofag, eller fag, er betegnelsen på et virus som infiserer en bakterie og som kan ha forskjellige vertsbakterier som *E. coli*, *Salmonella* eller *Bacteroides fragilis*.



Figur 2.3: Forhold mellom de vanligste indikatorbakterier i menneskers avføring, og deres relative overlevelsessevne etter utslipp til vann. Tidsaksen er ikke gitt benevnelse, men for *E. coli* i ferskvann som holder ca. 20 o C og er utsatt for dagslys, tilsvarer tallet 1 ca. 1 uke

2.3 Kjemiske og fysiske parametere i vann

I det følgende går vi ikke inn på detaljer om enkeltstoffer. En detaljert gjennomgang av enkeltstoffer, inkludert kilder, eksponering, helseeffekter, grenseverdier etc., finnes i kapittelet om vann i Miljø og helse, i underkapittel «Kjemisk og fysisk vannkvalitet» (Folkehelseinstituttet 2016). For en mer detaljert beskrivelse av VA-kjemi og aktuelle analysemetoder, henviser vi til boken Vann og avløpsteknikk (Ødegaard H. m.fl. 2012).

2.3.1 Eksponering for kjemiske stoffer via drikkevann

Grenseverdier for helseskadelige kjemiske stoffer fastsettes for å forhindre skader som kan oppstå etter eksponering for lave doser over lang tid. Akutt forgiftning pga. kjemiske stoffer i drikkevann opptrer bare under spesielle forhold, som ved massiv forurensning med uorganiske eller organiske giftstoffer, eller ved at giftstoffer produseres av mikrober i vannkilden. Vi er ikke kjent med at det har skjedd noen tilfeller av akutt forgiftning forårsaket av at vannet fra et norsk vannverk har inneholdt slike mengder giftstoffer.

Enkelte stoffer, f.eks. noen klororganiske miljøgifter og tungmetaller, kan hope seg opp i kroppen. For disse opptrer helseskadelige effekter først når bestemte dosetterskler er nådd. Når man skal sette grenser for drikkevannets innhold av kjemiske stoffer, må man også ta hensyn til hvor mye vi får i oss av disse stoffene fra andre kilder, og normalt skal bare 10-20% av det daglige inntaket av stoffet komme fra drikkevann. Det er også satt grenseverdier for stoffer som ikke er farlige i seg selv, men som kan redusere desinfeksjonseffekt, føre til korrosjon, gi opphav til biologisk vekst i ledningsnett eller kan gi vannet dårlig lukt og smak.

Stoffer som ikke er kreftfremkallende

For mange helseskadelige stoffer har WHO angitt et tolerabelt daglig inntak (TDI). TDI er et estimat av hvor mye av et stoff som kan inntas daglig i løpet av et liv via mat og drikkevann uten at det medfører noen helserisiko. TDI angis i forhold til kroppsvekt (for eksem-

pel mg/kg kroppsvekt). TDI er basert på en grundig farevurdering og dose-responsvurdering av stoffets effekt. Videre legges det til sikkerhetsfaktorer for å ta høyde for forskjeller i følsomhet mellom forsøksdyr og mennesker og individuelle forskjeller fra menneske til menneske. Det å være utsatt for eksponering som er høyere enn TDI i en kortere periode betyr lite med hensyn til risiko for uønskede helseeffekter, fordi TDI er fastsatt for å gjelde et helt livsløp.

Stoffer som er kreftfremkallende eller gentoksiske

En del kjemiske stoffer er klassifisert som sikkert, sannsynlig eller mulig karsinogene, det vil si kreftfremkallende, og stoffene klassifiseres avhengig av hvor gode holdepunkter man har for at et stoff er kreftfremkallende. Mange kreftfremkallende stoffer kan forårsake genskader (mutasjoner). For kreftfremkallende stoffer som er genskadende antar man at det ikke finnes noen en nedre doseterskel for risiko for utvikling av kreft.

Kreftfremkallende og genskadende stoffer bør i utgangspunktet ikke forekomme i drikkevannet, men det er i praksis ikke mulig å fjerne alle spor av slike stoffer, og man må derfor sette en grenseverdi for hva som er akseptabelt. For de stoffene det er fastsatt grenseverdier for, har WHO basert seg på en akseptabel livstids kreftrisiko på 1 per 10^{-5} , mens Norge og EU for det meste har brukt 10^{-6} . En livstids kreftrisiko på 1 per 10^{-6} vil si at ikke mer enn ett av en million mennesker, som hver dag drikker 2 liter vann med maksimalt innhold av det aktuelle stoffet gjennom en livstid på 70 år, skal stå i fare for å utvikle kreft. Slike tall baseres på kjente effekter ved langt høyere eksponeringsnivåer, som oftest fra dyreforsøk, og bruk av matematiske omregningsmodeller. For hele den norske befolkningen vil en risikofaktor på 10^{-6} for et stoff omregnet bety ett ekstra krefttilfelle per 15. år på grunn av det aktuelle stoffet.

2.3.2 Oversikt over uønskede kjemiske stoffer i drikkevann, delt inn etter kilde

Det er en rekke kjemiske stoffer som kan forurense drikkevann. Eksempler på organiske kjemikalier er vaskemidler, legemidler og petroleumsprodukter som anvendes i husholdninger. Fra industrien kan man i tillegg få forurensninger som PAH, ftalater, fenoler, dioksiner, PCB, bromerte flammehemmere etc. Av uorganiske forurensninger kan nevnes partikler, salter og metaller.

Naturlig forekommende kjemiske stoffer

Alt vann i naturen inneholder en rekke uorganiske og organiske kjemiske stoffer, og det er mange naturlige kilder til slike stoffer. De stammer ofte fra berggrunn og jord, eller fra nedbrytning av plantemateriale og vannlevende organismer. De fleste stoffene som har negativ betydning for helsen er uorganiske, med unntak av cyanotoksiner. Bly, arsen og fluor er eksempler på slike stoffer, og det er det etablert helsemessig begrunnede grenseverdier for innhold i drikkevann. Andre uorganiske stoffer som jern og mangan har i liten grad negativ helseeffekt, og grenseverdiene for disse er satt fordi de kan påvirke vannbehandling eller forårsake bruksmessige problemer, for eksempel gi flekker på klesvask.



Figur 2.4: Forsøksdyr benyttes for å vurdere helse- risiko forbundet med ulike typer kjemikalier i drikkevann. Da mennesker og dyr kan ha ulik følsomhet for stoffer, må grenseverdiene for mennesker settes med god sikkerhetsmargin når de er basert på resultater fra dyreforsøk (Foto: Nina E. Vinje)

Kjemikalier fra industri, bebyggelse og landbruksaktiviteter

Forurensning fra industri via luft og vann kan tilføre drikkevannskilder stoffer som er helseskadelige, og noen er også kreftfremkallende eller genskadende. Enkelte stoffer kan også gi lukt- og smaksproblemer, som ved forurensning med oljeprodukter. Noen stoffer skaper kun helse- eller bruksmessige problemer når de reagerer med klor. Vanlige husholdninger kan også være kilder til forurensning. Ordinære husholdningskjemikalier blir tilført miljøet via vanlig bruk eller toalettavløp. I områder med gruvedrift kan dette være en vesentlig kilde til tungmetallforurensning av vannkilder.



Figur 2.5: Plantevernmidler bør ikke brukes i nærheten av brønner (Foto: Eyvind Andersen)

Stor jordbruksaktivitet i nærheten av drikkevannskilder kan være et problem, spesielt for grunnvann. I områder som har blitt tilført store mengder gjødsel, har det vist seg at nitrat som ikke blir tatt opp av plantene, vandrer nedover i jordsmonnet og fortsetter å trenge ned til grunnvannet i mange år etter at overgjødslingen er stoppet. Nitrat kan omdannes til nitritt i tarmen, noe som forstyrrer oksygenopptaket i blodet. Dette kan slå særlig uheldig ut for småbarn som ernæres på flaskemelk, noe som kan gi opphav til «blue babies» på grunn av lavt oksygeninnhold i blodet. Nitrat er en uønsket komponent også for voksne. Også plantevernmidler kan være et problem for drikkevannsforsyninger i områder der man benytter slike midler i jord- og skogbruksvirksomhet, men problemet ser ut til å være lite i Norge. Det normalt er sterke begrensninger på bruk av slike stoffer i nærheten av drikkevannskilder.

Vannbehandlingskjemikalier og desinfeksjonsbiprodukter

Produkter som brukes til vannbehandling kan direkte eller indirekte påvirke drikkevannskvaliteten. Slike produkter skal være godkjent av Mattilsynet og må kun brukes i tråd med godkjenningsvilkårene.

Ved desinfeksjon med klor er nødvendig klordose avhengig av hvor mye oksiderbart stoff som finnes i vannet. Inneholder vannet mye organisk stoff, kan det dannes uønskede klororganiske forbindelser under prosessen med å desinfisere vannet. Flere av disse kloreringsbiproduktene er assosiert med negative helseeffekter. Et av biproduktene det dannes mest av, er trihalometaner, THM, inkludert kloroform. Det er satt en grenseverdi for totalt innhold av trihalometaner i drikkevann. Der det er mulig, anbefaler WHO at man prøver å ligge vesentlig under grenseverdien.

Andre biprodukter er halogenerte acetonitriler, halogenerte acetoner, halogenerte eddiksyrer og MX, som alle vanligvis forekommer i mye lavere konsentrasjoner enn THM. I drikkevannsforskriften er det ikke satt noen grenseverdi for disse forbindelsene i drikkevann. Norge har lave nivåer av trihalometaner, sammenlignet med andre land, noe som sannsynligvis henger sammen med at vi bruker så lite klor som mulig i desinfeksjonsprosessen her i landet. Desinfeksjon med kloramin gir opphav til en del av de samme biproduktene som ved bruk av klor, men i lavere konsentrasjoner. Desinfeksjon med klordioksid fører ikke til dannelse av haloformer (klororganiske forbindelser), men dersom vannet inneholder større mengder organisk stoff eller toverdige jern, blir det dannet kloritt og klorat. Kloritt og klorat kan være kreftfremkallende, og derfor har vi grenseverdier for disse ved bruk av klordioksid som desinfeksjonsmiddel for drikkevann.

Desinfeksjon ved ozonering kan føre til at det dannes for høye konsentrasjoner av bromat fra bromid. Bromat er uønsket fordi det i dyreforsøk har vist seg å være kreftfremkallende. Dannelsen av bromat er både pH- og temperaturavhengig. I et noe surt miljø, for eksempel ved pH 6,5, er bromatdannelsen bare 10 prosent av det som dannes i et miljø med pH 8,5. Ved 5 °C dannes det 50 prosent mindre bromat enn ved 20 °C. De fleste råvann i Norge er sure og har lav temperatur. Hvis råvannet blir ozonert før det alkaliseres, burde ikke problemet med bromatdannelse være stort. Dersom vannet inneholder bromid og organisk stoff, kan det imidlertid oppstå bromorganiske forbindelser - på samme vis som klororganiske forbindelser oppstår etter desinfeksjon med klor. Inneholder vannet mer enn 50 µg/l bromid, må man undersøke mulig bromatdannelse. For bromat tillates det etter drikkevannsforskriften høyere helse-risiko enn for andre stoffer, da det kan være vanskelig å unngå noe bromatdannelse ved ozonering. Der det er mulig, bør man derfor prøve å ligge vesentlig under grenseverdien.



Figur 2.6: Ved vannbehandling anvendes ofte kjemikalier, slik som her ved klorering av drikkevann. Tilsetningsstoffer til drikkevann skal være godkjent av Mattilsynet, og skal kun doseres i tillatte mengder (Foto: Eyvind Andersen)

UV-desinfeksjon fører til at strukturen på arvestoffet hos mikrober endres, noe som fører til at de ikke kan formere seg. Flere studier har undersøkt mulig dannelse av helseskadelige stoffer ved UV-desinfeksjon, men så lenge UV-dosen holdes under 100-200 mJ/cm² er det funnet få biprodukter i mengder som kan være helsemessig betenkelig. Nitritt kan dannes dersom mellomtrykks UV-lamper benyttes til bestråling av nitratholdig vann, men norske drikkevannskilder har normalt et lavt innhold av nitrat.

Koaguleringsprosesser som benytter aluminiumforbindelser som flokkuleringsmiddel, kan føre til at oppløst aluminium føres ut med det behandlede vannet dersom driften av vannbehandlingen ikke er optimal. For høyt innhold av aluminium i vann som benyttes til dialyse av pasienter med nyresvikt, kan føre til at pasientene får alvorlige skader på sentralnervesystemet.

Les mer om desinfeksjonsbiprodukter i Miljø og helse, i underkapittel «Desinfeksjonsbiprodukter i vann» (Folkehelseinstituttet 2016).

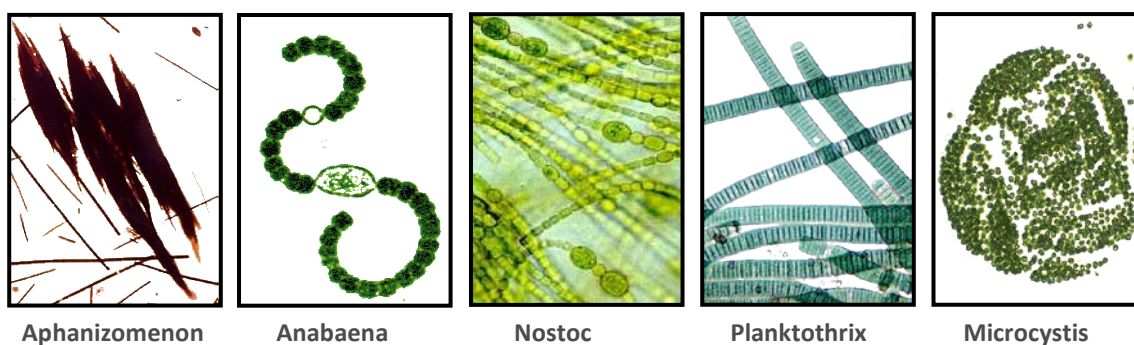
Materialer i kontakt med drikkevann

Drikkevann kan bli tilført ulike kjemiske stoffer fra materialer som drikkevannet er i kontakt med. Vannverkseier er ansvarlig for at materialene ikke avgir stoffer til vannet som kan medføre fare for helseskade eller annen uakseptabel endring i kvalitet, herunder lukt og smak. Det finnes ingen norsk godkjenningssystem for slike produkter, men produkter som er godkjent for drikkevannsformål i andre europeiske land vil normalt ha tilstrekkelig kvalitet. Her er det imidlertid viktig å være observant på hvilke krav til driftsparametere leverandøren av produktet har spesifisert (trykk, vannkvalitet, temperatur etc.).

Korrosivt vann kan løse ut tungmetaller som bly, kadmium, kobber og sink fra rørledninger og armaturer. Tungmetaller kan hope seg opp i menneskekroppen, og det kan oppstå skader etter lang tid når mengden av metallene har nådd kritisk dose. Også plastrør og plastmaterialer kan påvirke drikkevannskvaliteten dersom de ikke er egnet for drikkevannsformål eller for den aktuelle vannkvaliteten.

Cyanobakterier og cyanotoksiner i eutrofe innsjøer

Cyanobakterier (også kalt blågrønnalger) har evnen til å produsere en rekke giftstoffer som kalles cyanotoksiner (figur 2.7). Disse kan forårsake alt fra kortvarige plager som diaré, sår hals og blemmer til mer alvorlige forgiftninger, oftest i forbindelse med bading. Problemet oppstår som regel i næringsrike (eutrofe) vannkilder, og slike sjøer bør normalt ikke benyttes som drikkevannskilder. Valg av kilder og beskyttelse av kilder er meget viktig. Det er ikke alltid man har beredskap eller mulighet til å rense seg bort fra problemene etter at de har oppstått. Den mest effektive vannbehandlingen for å fjerne cyanotoksiner, er adsorpsjon til aktivt kull. Cyanobakterier er nærmere omtalt i Miljø og helse, i underkapittel «Algeoppblomstring i vann» (Folkehelseinstituttet 2016), samt i Utkilen H. m.fl.2010.



Figur 2.7: Fem forskjellige arter cyanobakterier. Disse er de viktigste nerve- og levergiftproduserende artene i norske vann

2.4 Radioaktive elementer

Når uran brytes ned (spaltes) foregår dette gjennom en kjede på 14 ledd der hvert ledd tilsvarer et nytt radioaktivt stoff. Ett av de radioaktive stoffene i denne kjeden er radium (Ra-226) som er den direkte forløperen til radon (Rn-222). Der hvor radium er til stede, dannes radon kontinuerlig. Uran og radium finnes i naturen mange steder i Norge, og dermed også radon. Forekomsten av disse er størst i alunskifer og granitt, men også i andre bergarter og morenegrus. Grunnvann i slike områder, spesielt borebrønner i fjell, kan komme til å inneholde alle disse stoffene.

Det er generelt for den norske befolkning ingen helserisiko forbundet med uran i drikkevann. For personer som forsynes av grunnvann fra uranholdig grunn, vil imidlertid vannet kunne inneholde helseskadelige konsentrasjoner. Uran er både toksisk og radioaktivt, men mulige helseskader er først og fremst knyttet til uranets kjemiske egenskaper og ikke til stråling. I en undersøkelse av 476 norske grunnvannsbrønner i fjell, hadde 18 % av brønnene vann med mer enn 0,02 mg/l uran, og WHO angir 0,03 mg/l som grense for toksiske egenskaper, mens den radiologiske grenseverdien tilsvarer 0,14 mg/l U. Eksperimentelle studier med dyr indikerer at nyrebetennelse (nephritis) er den primære helseeffekten på mennesker.

I Norge er det først og fremst radon som kan skape problemer i vannforsyningssammenheng (radon spaltes raskt), og det er blitt påvist høye radonkonsentrasjoner i vann fra enkelte borebrønner i fjell. Det viktigste helseproblemet ved radon i husholdningsvann er at radongass frigis til luft ved bruk, for eksempel ved dusjing. I vaskerom og baderom kan radonkonsentrasjonen i luft over kortere tidsrom bli 10 og 50 ganger høyere enn i andre rom. Ved inhalasjon vil nedbrytningsproduktene av radon kunne feste seg til slimhinner i

luftveiene og bestråle omgivende vev. Strålingen fører til DNA-skader i cellene, og skadene kan føre til mutasjoner i gener som har betydning for cellevekst. Gjennom flere trinn kan det så utvikles kreftceller. Inntak gjennom munnen kan også gi vesentlige stråledoser, spesielt hos barn. En undersøkelse utført av NGU på fjellbrønner, viser at ca 14 % av de undersøkte brønnene inneholdt mer radon enn tiltaksgrensen for enkelthusholdninger på 500 becquerel/l. For vannverk kan radon fjernes ved lufting i et behandlingsanlegg. For mer utfyllende informasjon om radon i vann, vises det til NGU 2015.

Radioaktive stoffer produsert ved menneskelige aktiviteter kan også forurenske luft og vann. Kjernekraftverk produserer blant annet tritium (H-3) og cesium-137 under vanlig kraftproduksjon. Ved uhell kan radioaktive stoffer frigjøres til atmosfæren. Undersøkelser utført etter Tsjernobylulykken i 1986 viste at vannkilder bare kortvarig blir påvirket av radioaktivt nedfall. Nedfall av de radioaktive stoffene var størst i de områdene der det regnet når stoffene befant seg i luften. Høyeste målte verdi for drikkevann var 11 300 Bq/l, målt i systerne med oppsamlet regnvann i Nord-Trøndelag. Den høyeste verdi i områder med moderat nedfall (Østlandet) var 27 Bq/l. Alle grunnvannsprøver viste svært lave verdier. Etter slike episoder er det ikke drikkevann, men matvarer som i lang tid kan tilføre mennesker radioaktive stoffer.

2.5 Stoffe i vann som kan føre til bruksmessige problemer

2.5.1 Farge og partikler (humus og turbiditet)

Farge og turbiditet (partikkelinnhold) i drikkevannet gjør at vannet oppleves uestetisk og lite egnet som drikkevann. Farge henger normalt sammen med innholdet av humus. Humus er nedbrutt plantemateriale og humusforbindelsene er ulike i sammensetning, størrelse og farge. Humus inngår i det som kalles naturlig organisk stoff, NOS, og i praksis bruker vi disse begrepene om hverandre i vannforsyningen. I mange av våre overflatevannkilder er humusinnholdet så høyt at vannet har en synlig gulbrun farge. Mengden NOS er størst i vann som drenerer gjennom ferske og lite nedbrutte planterester på overflater i vegetasjonsrike områder, mens grunnvann har lavere konsentrasjoner på grunn av utfelling og binding til partikler i grunnen eller mikrobiell nedbrytning. Jern og mangan som bindes til humus kan være med på å forsterke fargen. Humusstoffene kleber seg til flater, for eksempel på innsiden av drikkevannsledninger, og danner et fastsittende, mørkebrunt belegg.

Elver og bekker har ofte sesongmessige perioder med høyt partikkelinnhold som kommer av erosjon i nedbørfelt og i elveleier. Partikkelinnholdet er gjerne høyest om våren under snøsmeltingen og i perioder med sterk nedbør. Partikkelinnholdet i vannet måler vi med parameteren «turbiditet». Det finnes flere kilder til turbiditet i vann. Sterk algevekst i vannkilden kan gi turbid vann. Turbiditet kan også komme av breslam, av løsrevet slam fra sedimenter eller begroing i ledningene, eller av rustbrunt slam som skyldes korrosjon av jernledninger. Vannbehandling med kjemisk felling som ikke er drevet tilfredsstillende, kan gi partikkelholdig vann. Kortvarig uklarhet kan også oppstå hvis vannet står under trykk og er overmettet med luft. Vannet er da grålig når det kommer ut av kranen, men blir klart etter en tids henstand.

Den aller viktigste grunnen til å fjerne humus og turbiditet fra vannet, er for å oppnå optimal desinfeksjon. Høy farge og høyt partikkelinnhold i råvannet gjør desinfeksjonsprosessene mindre effektive; man må bruke større mengder klor eller større UV-anlegg. Dersom vannet har farge som skyldes organiske stoffer, fører klorering til at det dannes

uønskede klororganiske desinfeksjonsbiprodukter, og problemer med lukt og smak kan også oppstå. Andre forurensninger kan også binde seg til humus og partikler, og på den måten holde seg lenger i vannfasen.

2.5.2 Belegg som skyldes organisk stoff

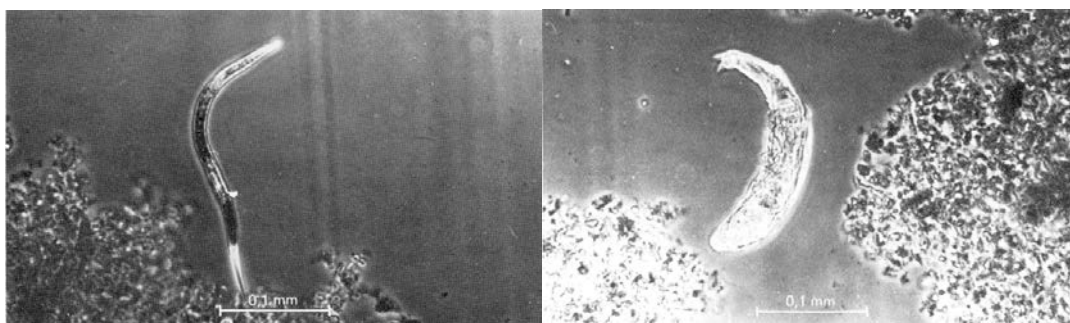
I alle drikkevannsledninger vil det dannes innvendig belegg. Beleggets type, utseende og tykkelse avhenger av vannets kvalitet og hastighet. Hovedårsak til beleggdannelse er vannets innhold av organisk stoff, alt fra større humusstoffer som kleber seg til flater, til små organiske molekyler. Noen belegg er tette og sitter hardt festet til rørveggen. Andre kan være mer løstsittende, slik at deler av det lett løsner og føres ut i vannet. Abonentene merker dette som slamholdig vann, der slammet kan være alt fra grålig og lys brunt, til mørk brunt, nesten svart "myrslam".



Figur 2.8: Vannglasset til høyre er brunfarget av humus. Slikt organisk materiale kan gi opphav til biofilm i drikkevannsledninger (Foto: Bjørn Løfsgaard)

Belegg kan også danne grobunn for nedbrytende organismer, for eksempel sopp og actinomyceter, og disse kan utskille stoffer med vond lukt og smak. De fleste bakterier og mikro-sopper som har ferskvann som naturlig voksested, er i stand til å etablere seg og vokse i biofilm i vannledninger. De fleste sykdomsbakterier kan, ved forurensning av vannet, feste seg til biofilmen, men på grunn av lav vanntemperatur og lite egnet næring i vannet, kan de ikke formere seg der. Noen såkalte "opportunistiske bakterier" kan formere seg hvis vanntemperaturen blir høy nok (over 10-12 °C). Dette er særlig aktuelt i større bygninger.

Etter at biofilmen og eventuelt humusbelegg er dannet, er protozoer de første til å etablere seg. De spiser bakterier. Senere kommer hjuldyr (rotatorier), bjørnedyr (tardigrader) og nematoder (figur 2.9). De er så små, eller har egg som er så små, at de kan passere både mikrosiler og sandfiltre, og derfor etablere seg i slam i ledningsnett. De finnes ofte ved mikroskopering av spyleslam. Når innholdet av slike smådyr blir høyt, vil slamdannelsen som oftest ha kommet så langt at også vanlige heterotrofe bakterier og sopp finnes i rikelige mengder. Disse vil løsrives og føre til at det blir registrert høyt "kimtall" (22 °C, 3 døgn) i vannet, og beleggdannelsen oppdages. I eldre begroingslam kan også krepserdyr komme til utvikling, slike som hoppekreps (Cyclops), vannlopper (Daphnia), tanglopper (Gammarus) og gråsugger (Asellus), og avføring fra disse kan gi skittent vann. Ulike typer "marker" som er synlige med det blotte øye kan også utvikle seg i ledningslam og også finnes i brønnvann. Disse dyrene utgjør ikke noen helserisiko for mennesker. Ved forandringer i vannstrømmen kan belegg og smådyr bli ført med vannet til forbrukerne.



Figur 2.9: Nematode (til venstre) og hjuldyr i ledningsslam (Foto: Harry Efraimssen, NIVA)

Oppløst organisk stoff

En vannkilde kan inneholde mange forskjellige typer organisk stoff som stammer fra ufullstendig nedbrytning av planterester, alger, smådyr m.v., spesielt der slik nedbrytning skjer anaerobt (med dårlig oksygentilgang). Noe oppløst organisk stoff vil være brunfarget humusstoff som består av kompliserte organiske forbindelser, og som ikke så lett lar seg bryte ned av bakterier, men som kleber seg til overflater. I innsjøer der vannet oppholder seg i kort tid, rekker ikke humusstoffene å bli brutt ned før vannet forlater innsjøen, og vannet får en gulbrun farge. Nedbrytningen går saktere i kaldt vann enn i varmere vann. De fleste norske innsjøer i skogs- og fjellområder er humuspåvirket. Høye kimtall betyr at mye organisk stoff er under nedbrytning.

Lavmolekylært organisk stoff kalles "assimilerbart organisk stoff, AOS" og brytes lett ned av aerobe, heterotrofe bakterier og fører til rask biofilmdannelse i vannledninger. Naturlig organisk stoff (NOS) er en blanding av alle naturproduserte stoffer, og vil også inneholde komponenter som nedbrytes langsommere enn det som betegnes som AOS, men de kan likevel bli benyttet som næringsstoff for etablerte mikrober i en biofilm.

Selv en drikkevannskilde med lavt innhold av NOS kan forårsake biofilmdannelse i vannledninger. Det kommer av at enkelte bakterier er i stand til å feste seg til flater i kontakt med strømmende vann. Store mengder næring kan passere dem per døgn, selv om konsentrasjonen av NOS i vannet er lav. Hvis dette organiske stoffet vesentlig består av AOS, kan biofilmdannelsen skje raskt, spesielt hvis vannet holder en temperatur over 10 °C. To slike bakterietyper er *Caulobacter*, som fester seg til flater med en slags "stilk" og ofte danner "rosetter", og *Hyphomicrobium*, som selv fester seg til flater og sender ut protoplasmatråder som danner et nettverk.

Partikulært organisk stoff – Blokkering av ledninger

Partikulært organisk stoff, for eksempel planktoniske alger (alger som lever i vannmassene), er næringsstoff for dyr som filtrerer partiklene ut fra vannet. Noen av disse dyrene kan etablere seg i vannforsyningsanlegg. Eksempler er muslinger, mosdyr, ferskvannssvamper og vårfluelarver. Muslinger kan feste seg til rørvegger og skape vond lukt og smak på vannet under nedbrytning. Mosdyr og ferskvannssvamper kan danne tette kolonier som fører til tilstopping av rørene. Vårfluelarver kan spinne fangstnett på faste overflater, der de sitter og filtrerer partikler fra vannet. Fangstnettet kan føre til at rister og siler tettes. Hvis vannet tilfredsstiller drikkevannsforskriftens krav til turbiditet ut fra behandlingsanlegget, er det lite sannsynlig at disse organismene vil kunne etablere seg i distribusjonsnettet. I råvannsledninger med overflatevann som vannkilde vil de imidlertid kunne etableres.

2.5.3 Oppløst jern og mangan – Vond smak, brunfarget slam og beleg

Jern og mangan finnes i jord og i bergarter, men finnes normalt i lave mengder i vann. I grunnvann eller bunnvann hvor det ikke er tilgang på oppløst oksygen, er det noen bakterier som benytter jern- og manganoksider istedenfor oksygen i nedbrytningsprosessen. Da går jern og mangan over i to-verdig, vannløselig form, og jernet kan siden felles ut igjen som jernoksid i kontakt med luft.

Jern- og manganforbindelser kan føre til problemer både for vannverket og for forbrukerne. Det er i hovedsak to prosesser som skaper problemer i vannforsyningen: dannelse av rust og brunstein som følge av kjemisk oksidasjon, og dannelse av brunt slam som følge av bakteriell aktivitet. Hvilket problem som oppstår, avhenger av vannets pH, oksygen-

innhold, strømningshastighet og innhold av organiske stoffer. Innholdet av organiske stoffer er også avgjørende for hvilke typer jern- og manganbakterier som blir utviklet. Jo høyere pH, desto raskere går oksidasjonen. pH-regulering av et jern- og manganholdig vann der disse metallene ikke er fjernet ved vannbehandling, vil dermed føre til utfelling av rust. For oppløst mangan vil den kjemiske oksidasjonen bli merkbar først ved en pH-verdi nær 8,5, da som utfelling av det mørkebrune oksidet brunstein (MnO_2).

For forbrukerne vil jern og mangan i oppløst form gi bitter smak på kaffe og te. Det kan føre til brune avleiringer i baderomsarmatur, tette siler, brunt flyteslam i toalettsterner og brune flekker på klesvask og dekketøy. Jern og mangan i oppløst form kan også gi brune flekker i diverse industriprodukter, for eksempel papir. I råsprengte tunneler med overliggende myrer kan jern- og manganholdig myrvann trenge ned gjennom sprekker i fjellet. Når dette vannet kommer i kontakt med luft, kan jern- og manganbakterier være med på å danne biofilm på flatene som vannet renner over. Dersom tunnelen er en del av distribusjonsnettet for drikkevann, kan vannet bli tilført jern og mangan etter at det har passert behandlingsanlegget.

Vannforsyning som er basert på grunnvann, eller på dypvannsinntak under sprangsjikt der oksygenivået er lavt, kan inneholde oppløste jern- og manganforbindelser. Grunnvann kan ha et nær konstant innhold av disse metallene, mens dypvann fra innsjøer ofte bare er periodevis påvirket. I slike innsjøer kan man unngå problemet ved at man legger vanninntaket på et nivå under sprangsjiktet, men over dypet som blir påvirket av metallene. Vannverket kan også ha flere alternative vanninntak, fra ulike dyp i vannkilden.

Utfelling av brunstein kan ha positiv effekt på sementbaserte ledninger. Nær rørveggen oksideres oppløst mangan til brunstein og danner et brunsvart belegg. Belegget katalyserer videre oksidasjon av toverdige mangan til fireverdige, slik det inngår i brunstein, og belegget blir noe tykkere. Dette belegget sitter godt festet til rørveggen og er sjelden årsak til problemer. Det motvirker den kalsiumutløsende effekten av korrosivt vann, og beskytter dermed ledningen. Grunnvann med høy pH og lite oksygen kan også gi lignende brunsteinsbelegg i ledninger hvis vannet kommer i kontakt med luft.

De største problemene oppstår imidlertid ikke på grunn av kjemisk oksidasjon, men på grunn av bakterier som er i stand til å oksidere disse toverdige metallforbindelsene selv om vannet er surt, og hvor resultatet blir dannelse av brunt slam. Det er flere bakterieslekter som kan skape slike problemer, blant annet *Leptothrix*, *Gallionella*, *Hyphomicrobium* og *Crenothrix*.

2.5.4 Korrosivt vann og korrosjon

Med korrosivt vann menes vann som virker tærende på ledningsnett, armatur og andre installasjoner, noe som kan føre til både helsemessige og bruksmessige problemer. Korrosjon skyldes et sammensatt forhold mellom pH-verdi, oksygeninnhold, karbondioksidinnhold, alkalitet, hardhet, saltinnhold og temperatur. I oksygenrikt vann øker vannets aggressivitet med synkende pH-verdi, og for mange metaller også med avtakende alkalitet. Også andre parametere er av betydning for forskjellige metaller, men



Figur 2.10: Begroing på vegg i råsprengt tunnel med sig av vann fra overliggende myrer. Til venstre heterotrofe bakterier samt jern- og manganbakterier, til høyre vekst av jernbakterien *Gallionella* (Foto: Kari Ormerod)

de nevnte er de viktigste for ledninger av jern, og de er også viktige for kobber og messinginstallasjoner.

Norsk overflatevann er hovedsakelig surt og saltfattig, og har lavt kalsiuminnhold og lav alkalitet. Når pH er lavere enn 7, betegnes vannet som surt. Noe av surheten skyldes sur nedbør, og berggrunn med lite kalk har liten evne til å nøytralisere sur nedbør. Dette er særlig merkbart i Agderfylkene, Telemark og Rogaland. Slikt vann vil som regel være korrosivt overfor en rekke materialer. Høyt innhold av ioner som klorid og sulfat vil også kunne øke korrosjonen. Vannkilder i kystområdene er påvirket av havet, og inneholder mer klorid og sulfat enn innlandsvann.

Korrosjon på vannledninger kan foregå både innvendig og utvendig, og kan i verste fall føre til at det dannes gjennomgående hull, eller at ledningene sprekker. Ved undertrykk i rørnettet kan nettet bli forurenset av grøftevann. Korrosjon kan også ha direkte helsemessige konsekvenser. Det stilles krav til materialbruk i drikkevannssystemer, se avsnitt om «Materialbruk» i vannforsyningsnettkapittelet. Utenlandske undersøkelser har vist at tungmetaller som bly (Pb) og kadmium (Cd) kan utløses fra loddemetaller, armatur osv., slik at metallionene kan forekomme i helsemessig betenkelige konsentrasjoner. Da det ikke er kartlagt systematisk i hvilken grad ulike armaturer og annet utstyr for husinterne vanninstallasjoner påvirker vannkvaliteten, anbefales det at man spylor ut henstandsvann i kraner før vannet drikkes.

Korrosjon på jern – dannelse av rustknoller

Groptæring (engelsk: "pitting") startes ved at det dannes flekkvis belegg på metalloverflaten. Der overflaten ikke er dekket av belegg, står metallet i kontakt med vann med et visst oksygeninnhold. Under belegget vil oksygeninnholdet være lavere på grunn av mikroorganismers oksygenforbruk. Forskjellen i oksygenkonsentrasjon fører til en elektrisk potensialforskjell mellom vann og vegg. Det dannes en galvanisk strøm som fører elektroner fra områder med belegg til områder uten belegg, og fra områdene med belegg frigjøres metall til vannet i form av ioner. Dette fører til at det under belegget dannes en grop der metallet er løst ut.

Vekst av voluminøse rustknoller virker sterkt begrensende på ledningenes kapasitet. Forhøyede konsentrasjoner av jernoksider i drikkevannet har ingen påvist helseskadelig effekt, men det kan gi betydelige estetiske ulemper og gjøre vannet lite egnet til konsum og ubrukelig til f.eks. klesvask. Første tegn på rustknollkorrosjon er redusert vannføring i rørene eller periodisk innhold av rustpartikler i vannet. Lekkasje på grunn av gjennomtærede rør kommer først senere.

I drikkevannsledninger er vannbakterien *Gallionella ferruginea* en av årsakene til rustknolldannelse. Den har evnen til å feste seg på flater og vokse til en koloni som forsterker en galvanisk strøm. Bakteriene oksiderer det utløste toverdige jernet til treverdige jernoksider som felles ut i bakteriekolonien. Til slutt stivner jernoksidene til en rustknoll, slik at bakteriene ikke lenger står i direkte kontakt med vannet. Dermed slutter de å vokse fordi de ikke får nok oksygen. Inneholder vannet sulfat, kan sulfatreduserende bakterier under rustknollen ta over korrosjonen ved å benytte oksygenet i sulfat, og det utløste jernet danner svart jernsulfid med svovelionet fra sulfat. Slik kan groptæringen (korrosjonen)



Figur 2.11: Korrodert drikkevannsrør hvor utfelt jernoksid (rustknoller) både kan gi gode forhold for oppvekst av biofilm, samt føre til problemer med lukt, smak og misfarging av vannet (Foto: Eyvind Andersen)

fortsette. Rustknollen er innhul og kan brette i stykker ved større forandringer i vannets strømningshastighet og -retning. Vannet vil da inneholde rustpartikler av større eller mindre størrelse.

Redusert vannføring er vanligst i stikkledningene som fører vann fra det kommunale ledningsnettet til abonnentene. Er problemet rustpartikler i vannet, kan denne formen for korrosjon skilles fra andre årsaker til rustfarget vann ved mikroskopering av belegget. Kommer partiklene fra rustknoller, vil slammet, foruten større rustpartikler, også inneholde korte, oppbrukne tråder av *Gallionella*.

Kobberrør brukes til stikkledninger og fordeling av vann inne i bygninger. Når vannet brukes jevnlig, er kobberkonsentrasjonene i vannet lave (mindre enn 0,1 mg/l). Det er ikke uvanlig at vann som har stått i ledningene over natten, inneholder 2 til 3 mg/l kobber. Enda høyere konsentrasjoner forekommer hvis vannet er spesielt korrosivt for kobber. I nybygg tar det en tid før rørene får et innvendig belegg som beskytter mot videre korrosjon. I nye store boligkomplekser kan konsentrasjonen i kranvann være over 1 mg/l til enhver tid. I kobberrør med stor vannhastighet (opp mot 1 m/s i sirkulasjonsrør og over 2,5 m/s i andre rør) vil en kunne få alvorlig korrosjon selv om pH har riktig verdi.

Høye kobberkonsentrasjoner gir vannet en bitter smak. Det antas at langvarig diaré hos barn i en del tilfeller kan skyldes høye konsentrasjoner av kobber i drikkevannet. Kobber i vannet fører lett til grønn misfarging i sanitærinstallasjoner. Dette skyldes at det dannes kobbersåpe med såperester (figur 2.12). Ved spesielt høye konsentrasjoner kan personer med lyst hår få et grønnskjær i håret etter hårvask.



Korrosjon på kobber Figur 2.12: Grønnfarging av porselenet i vasken er en følge av at vannet er korrosivt og tærer på kobberrør (Foto: Eyvind Andersen)

Groptæring, som beskrevet for jern, kan også skje i kobberledninger. Groptæringen oppdages normalt først når lekkasjene er et faktum. Omfattende groptæring er påvist i surt vann med relativt mye karbondioksid. Mikrobiell groptæring i kobberledninger er rapportert fra Skottland og Tyskland, i forbindelse med varmtvannsforsyningen i store bygninger der varmtvannet i perioder hadde temperatur mellom 10 og 50 °C. Vanlige vannbakterier etablerte seg som flekkvis belegg i periodene med temperatur under ca 50 °C, og de utviklet evne til ikke å bli inaktivert ved temperaturer mellom 50 og 60 °C. Groptæringen skjedde i ledninger som førte bløtt vann med lav bufferkapasitet, og med et litt for høyt innhold av lett nedbrytbart organisk stoff (AOS) som næringskilde for bakteriene. Dette er en vannkvalitet som er typisk for mange norske drikkevannskilder.

Korrosjon på sementbaserte materialer

Kalsiumoksid vil bli utløst fra sementbaserte materialer (asbestsement, mørtelforede rør, sementkummer, høydebasseng og lignende) hvis vannet er surt eller inneholder lite karbonat. I mørtelforede støpejernsrør registreres det ofte betydelig pH-stigning. Hvis vannet ikke blir skiftet ut tilstrekkelig ofte, hvilket bl.a. kan skje i endeledninger med få abonnenter, kan pH-verdien stige til pH 11-12. Slikt vann kan være øyeirriterende. Det kan også være korrosivt overfor andre materialer som aluminium. Aluminiumioner vil også utløses fra aluminiumsilikater i sementen. Ved tilførsel av CO₂ eller karbonat kan kalken

felles ut og gjøre at vannet blir turbid (melkeaktig). Utlekkingen fra sementbaserte materialer er størst når rør og kummer er nye, og reduseres betydelig over tid.

2.5.5 Lukt og smak

Lukt- og smaksproblemer kan ha flere årsaker. Humusstoffer kan gi vannet «myrsmak». Noen arter av cyanobakterier produserer stoffer som lukter, først og fremst geosmin som gir jordlukt, og 2-methyl-isoborneol som gir mugglukt. Klorering og oppvarming av vann som inneholder slike alger, kan forsterke den dårlige lukten. Andre organismer, for eksempel sopp og actinomyceter, som bryter ned partikulært organisk materiale ved tilgang på oksygen, kan produsere stoffer som gir vond lukt og smak. Actinomyceter kan produsere de samme luktstoffene som cyanobakteriene. Bakterier som lever i biofilm på veggene i ledningsnettene kan også gi opphav til lukt og smak.

Når organisk stoff brytes ned (råtner) uten nok tilgang på oksygen, kan det dannes illeluktende svovelforbindelser, for eksempel hydrogendisulfid (H_2S) som lukter som råtne egg. Dette kan også forekomme i enkelte grunnvannsforsyninger, eller dersom et vanninntak i en innsjø ligger for nær bunnslammet. Brønner i områder med alunskifer kan få liknende lukt- og smaksproblem.

En rekke kjemikalier, for eksempel fenoler og mineraloljer, kan selv i små mengder gi ubehagelig lukt og smak på vannet. Disse stoffene nedbrytes meget langsomt i grunnen. Derfor er det svært viktig å beskytte drikkevannskilder, og især grunnvannsforekomster, mot forurensning av slike stoffer. Mineraloljer har evnen til å trenge gjennom tette plastledninger ved at oljen først løser seg opp i plasten, og deretter løser seg opp i vannet på innsiden. Tanker som inneholder bensin eller fyringsolje bør derfor unngås i tilsigsområde for grunnvannsforsyninger, eller nær drikkevannsrør i plast.

Utlekking av flyktige stoffer fra ledningsmaterialer og malingsbelegg kan også være en årsak til lukt og smak på vannet, som oftest i forbindelse med at vannet har stått noe tid i rør eller tanker. Metaller som blir utløst fra ledningsnett og husinstallasjoner, kan også gi ubehagelig smak. Høye konsentrasjoner av klorid og sulfat, for eksempel som følge av at vannkilden er påvirket av sjøvann, kan forårsake saltsmak på vannet.

2.5.6 Hardt vann og kjelstein

Hardt vann skyldes hovedsakelig innholdet av kalsium (Ca) og magnesium (Mg). I Norge er hardt vann et relativt lite problem, og det er kun ved enkelte grunnvannsforsyninger at vannet er så hardt at det skaper problemer. Spesielt i Nordland, Troms og Finnmark og i enkelte deler av Østlandsområdet er berggrunnen kalkrik, og grunnvannet der kan ha høyt mineralinnhold og være hardt og alkalisk.

Ved oppvarming avsetter kalsium seg på varmelementer i form av kjelstein ($CaCO_3$). Dette kan føre til overoppheting og skade på elektriske varmelementer, for eksempel i kaffetraktere og varmtvannsberedere. Ved vasking vil man dessuten oppleve at såpe skummer dårlig dersom man ikke bruker spesialsåpe. Fordi det hos oss ikke er vanlig å finne høye nivåer av magnesium og kalsium i vannet, opplever vi vannet som hardt ved



Figur 2.13: Naturlig mineralvann er preget av grunnforholdene ved kilden og trenger ikke å oppfylle alle drikkevannsforskriftens krav. Dersom det er tappet fra kilder som ligger under gammel marin grense kan det inneholde mye salt, og det hender også at innholdet av fluor ligger over det som anbefales for vann man skal drikke mye av (Foto: Eyvind Andersen)

lavere konsentrasjoner enn folk sørover i Europa, der grunnvannsforsyning dominerer. Hardt vann kan avherdes.

2.5.7 Fosfor og nitrogen - eutrofiering av vannkilden

Innhold av fosfor og nitrogen i en vannkilde er først og fremst knyttet til eutrofiering, og fosfor er begrensende næringsstoff for algevekst i norske innsjøer. Eutrofe (næringsrike) innsjøer bør ikke benyttes til drikkevannsforsyning, der man har andre alternative kilder. Slikt vann kan skape problemer for vannbehandlingen, det er dyrt å behandle, og man har i tillegg risikoen for at man ikke klarer å fjerne giftstoffer fra alger fullstendig. Eutrofe innsjøer er ofte også høyt belastet med andre menneskelige forurensninger. Problemene med eutrofe sjøer er knyttet til forhold som lukt og smak, turbiditet, tetting av siler, hudirritasjon, cyanobakteriegifter, biofilm og oksygensvinn. Fosfor- og nitrogeninnholdet er et viktig forhold å vurdere ved valg av drikkevannskilde, og høyt innhold av nitrogen kan være en fare i seg selv. Undersøkelse av vannkilder til drikkevannsformål er omhandlet i neste kapittel.

2.5.8 Salter

Salter er kjemiske forbindelser som er bygget opp av ioner. Når salter løses opp i vann blir kreftene som holder ionene sammen i krystallgitter overvunnet av hydratiseringskrefter, og saltet løses opp i ioner. Måling av konduktivitet (elektrisk ledningsevne i vannet) gir et bilde av vannets samlede innhold av oppløste salter. Forskjellige salter har ulik løselighet i vann, og salter som inneholder natrium, ammonium, samt de fleste sulfater er vannløselige. Noen salter er omtalt tidligere i dette kapittelet under avsnittene om hardt vann, jern og mangan og fosfor og nitrogen. Høye saltverdier vil bidra til økt korrosjon, kan føre til lukt og smak på vannet, kan være en forurensningsindikator og kan videre ha helsemessig betydning. For de enkelte stoffene viser vi til kapittel om vann i Miljø og helse, i underkapittel «Kjemisk og fysisk vannkvalitet» (Folkehelseinstituttet 2016).

Av natriumsalter er natriumklorid (koksalt) det vanligste. Vanlige natriumverdier for norsk overflatevann er 1-15 mg Na/l, og høyere verdier kan være en indikator på at vannkilden/brønnen er påvirket av havsalt (ligger under gammel marin grense, figur 2.13), vegsaltyng eller annen forurensning. Høye sulfatverdier finnes først og fremst i grunnvann enkelte steder, og kan ellers også skyldes at drikkevannet er forurenset av avløpsvann. Høye ammoniumverdier kan skyldes at det er mye organisk stoff under nedbrytning, og dette kan ha sammenheng med utslipp fra kloakk eller landbruksvirksomhet.

2.6 Referanser

Andersen E. m.fl. 2016. Nok, godt og sikkert drikkevann offshore. Vannrapport 125. Nasjonalt folkehelseinstitutt.

Bergstedt O. m.fl. 2013. Handbok- hur man arbetar för att minska samhällets sårbarhet för vattenburen virusmitte trots förändrat klima. VISK- virus i vatten- skandinavisk kunnskapsbank.

Bioforsk 2007. Tilsetningsstoffer til vegsalt. Miljø- og helseeffekter av heksacyanoferrat (Fe(CN)₆⁴⁻); rapport: 44:2.

Dybing E. m.fl. 2007. Drikkevannsledninger av asbest og mulig kreftisiko. Rapport 2007: 3. Nasjonalt folkehelseinstitutt.

EU 1998. Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption. Official Journal of the European Communities, L330, 5.12.1998.

Folkehelseinstituttet 2002. Hva vet vi om plantevernmidler og kloreringsbiprodukter i norsk drikkevann? Vann nr 2, 194-197

Folkehelseinstituttet 2016. Miljø og helse – en forskningsbasert kunnskapsbase.

<https://www.fhi.no/nettpub/mihe>

Folkehelseinstituttet 2004. *Vannforsyningens ABC.*

Frengstad B. m.fl. 2000. The chemistry of Norwegian groundwaters: III. The distribution of trace elements in 476 crystalline bedrock groundwaters, as analysed by ICP-MS techniques. *The Science of the Total Environment* 246 (2000) 21-40.

Haider T. 2003. Evaluation of genotoxic and mutagenic effects in drinking water samples treated with medium pressure and low pressure UV-lamps. *International Congress on Ultraviolet Technologies (IUVA)*; Wien.

Hetland R. m.fl. 2014. Inntak av plantevernmidler gjennom drikkevann vurdert i forhold til vedtatte grenseverdier. Nasjonalt folkehelseinstitutt.

Hongve D. m.fl. 1994. *Landsoversikt - drikkevannskvalitet: spormetaller i vann fra norske vannverk.* Oslo: Statens institutt for folkehelse; Vannrapport 92.

Ijpelaar G.F. m.fl. 2003. By-product formation during ultraviolet disinfection of a pre-treated surface water. *International Congress on Ultraviolet Technologies (IUVA)*; Wien.

Lund V. m.fl. 2011. Long-term study of migration of volatile organic compounds from cross-linked polyethylene (PEX) pipes and effects on drinking water quality. *J Water Health.* 2011;9(3):483-

Mattilsynet 2014. Vann på flaske. http://www.mattilsynet.no/mat_og_vann/vann/flaskevann.

Myrstad L. m.fl. 2015. Landsrapport fra vannverksregisteret, Folkehelseinstituttet.

Norges Geologiske Undersøkelse (NGU) 2013. Analyser og behandling. Tilgjengelig fra:

http://grunnvann.no/vannkvalitet_analyse.php.

Norges Geologiske Undersøkelse (NGU) 2015. Radon.

www.grunnvanninorge.no/vannkvalitet_radon.php

Pettersen J.E. 2015. Forebygging av legionellasmitte- en veiledning. Vannrapport 123. Nasjonalt Folkehelseinstitutt.

Utkilen H. m.fl. 2010: Cyanobakterier (blågrønnalger) oppblomstring og toksinproduksjon. Rapport 2010: 4. Nasjonalt folkehelseinstitutt.

Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) 2009. Risikovurdering av parasitter i norsk drikkevann: VKM.

WHO 2011. Guidelines for drinking-water quality- 4th ed.

Ødegaard H. m.fl. 2012. Vann- og avløpsteknikk. Hamar: Norsk Vann; 2012.

3. Vannkilder og nedbørfelt

3.1 Velg gode vannkilder

En hovedutfordring i norsk vannforsyning er å sørge for at eksisterende og fremtidige aktuelle drikkevannskilder sikres mot forurensning på kort og lang sikt. Godt beskyttede vannkilder medfører bedre sikkerhet og redusert behov for behandling av råvannet og derav reduserte behandlingskostnader.

Det er to prinsipielt forskjellige måter å hindre at hygienisk betenkelige stoffer eller sykdomsfremkallende mikrober spres gjennom vannforsyningen; hindre tilførsel til vannkilden eller fjerne/ødelegge dem ved vannbehandling. Den hygieniske sikringen av vannforsyningen bør i størst mulig grad baseres på prosesser hvor det er liten fare for svikt. Både forhold i og omkring vannkilden og ved vannbehandlingen må omfattes av vurderingen av hvordan man best skal forebygge menneskelig eller teknisk svikt.

Det er risikabelt å bruke kilder som krever omfattende vannbehandling for at vannet skal bli hygienisk betryggende, og man bør derfor velge vannkilder der vannbehandlingen blir minst mulig omfattende. Man må regne med at svikt i driften av behandlingsanlegg forekommer, og man kan heller ikke gardere seg fullstendig mot akutte forurensninger som anlegget ikke er dimensjonert til å håndtere.

Kilden må ha tilstrekkelig kapasitet til å dekke både nåværende behov og eventuelt økt behov i fremtiden. Man må kjenne vannkildens variasjon i kvalitet gjennom året for å kunne sørge for en sikker vannforsyning. Skal vannkilden fungere som en hygienisk barriere, må innholdet av helsebetenkelige stoffer i vannet være lavt, og det må bare sporadisk inneholde indikatorbakterier, og da i lavt antall, jf. avsnitt om hygieniske barrierer i første kapittel. Kilden må også være beskyttet på en slik måte at risikoen for forurensning er så liten som mulig. For både eksisterende og nye vannkilder må man vurdere hvilken effekt forventede klimaendringer vil få med hensyn til redusert barriereeffekt, større forurensningspotensiale, høyere innhold av naturlig organisk stoff (NOS) og generelt dårligere råvannskvalitet.

Beredskapshensyn er også viktige ved valg av vannkilde. Vannkilden bør ha så stort volum at det er vanskelig å tenke seg at en akutt og farlig forurensning kan oppnås ved terror eller sabotasje. Det må finnes tilfredstillende beredskapsplaner for uforutsette omstendigheter som f. eks. forurensning av vannkilde eller transportsystem, utfall av renseanlegg eller ledningsbrudd.

Generelt er bruk av grunnvann fra løsavsetning eller inntak under temperatursprangsjiktet i dype, næringsfattige innsjøer gunstige løsninger. Mindre gunstige løsninger er inntak i grunne tjern og dammer, i elver og bekker, og i fjellbrønner med uoversiktlige sprekkssystemer. Den mest hensiktsmessige løsningen må vurderes for hvert enkelt forsyningsområde. Man må se valget av kilde i sammenheng med nødvendig vannbehandling og beskyttelsestiltak i nedbørfelt og infiltrasjonsområde.



Figur 3.1: I Norge har vi heldigvis mange lite forurensede råvannskilder (Foto: Bjørn Løfsgaard)

3.2 Beskrivelse av typiske, norske vannkilder

Vannverksregisterets tall (per 2014) omfatter vannverk som forsyner minst 50 fastboende personer, og dekker nesten 90 % av Norges befolkning, hvorav igjen 90 % får overflatevann. Vannforsyningsanlegg basert på grunnvann forsyner ofte mindre tettsteder. Selv om bare 10 prosent av de personene som inngår i Vannverksregisterets tall får vann fra grunnvannskilder, er det ca. 35 prosent av disse vannverkene som har grunnvann som kilde. Når det gjelder de små vannverkene som ikke er registrert i Vannverksregisteret, som forsyner ca 600.000 personer til sammen, så er det grunn til å tro at en stor andel av disse har grunnvann fra private brønner og små felles anlegg som vannkilde.

3.2.1 Overflatevann

Med overflatevann mener vi vann i elver, bekker, tjern og innsjøer. Kvaliteten preges av forhold i nedbørfeltet, som vegetasjon og berggrunn, og av menneskelig aktivitet. Atmosfæriske forurensninger kan også ha en viss betydning. Lang oppholdstid i innsjøer bedrer kvaliteten på vannet ved at forurensninger brytes ned, tas opp av organismer eller sedimenterer. Kvaliteten i elver og bekker påvirkes av erosjon i nedbørfeltet og i selve elveløpet, og partikkelinnholdet kan være høyt om våren under snøsmelting og i nedbørsperioder. Innsjøer blir også påvirket av kraftig avrenning fra nedbørfeltet. Hydrologiske prosesser, så som dannelse av temperatursjikt i dype innsjøer, er viktige når en vurderer den hygieniske sikringen av vannforsyningssystemet. Derfor skiller vi mellom dype og grunne innsjøer når det gjelder drikkevannsformål, siden de har ulike egenskaper.

Vann fra overflatevannkilder må alltid desinfiseres, da selv de minst påvirkede innsjøene i perioder kan inneholde smittestoff fra dyr og mennesker. Selv om mange av overflatevannkildene som brukes i vannforsyningen er lite forurenset, kan det også være nødvendig med annen vannbehandling. Dette skyldes vanligvis at vannet inneholder naturlig organisk stoff (NOS, humus) og har høy farge, noe som vanskeliggjør desinfeksjon og som kan føre til blant annet lukt og smak, samt dannelse av biprodukter ved klorering. I tillegg har innsjøer ofte surt og bløtt vann med liten bufferkapasitet, og slikt vann bør behandles for å skåne vannforsyningssystemet mot korrosjon.

Flere undersøkelser av molekylvektfordelinger for humus indikerer at det i ett og samme vann skjer endringer over året, med mer store partikler sent på våren når bakken tiner og avrenningen fra jordsmonnet starter. Humuspartiklene er gjerne også større i "bløtt" vann (lavt innhold av kalsium og magnesium) enn i "hardt" vann. Humuspartikler varierer i størrelse fra små molekyler mindre enn 1 nm (10^{-9} m) til synlige partikler større enn 1 μ m (10^{-6} m). De små partiklene er kuleformede, men humuspartiklene blir svært lange og tynne med økende størrelse.

Store, dype innsjøer

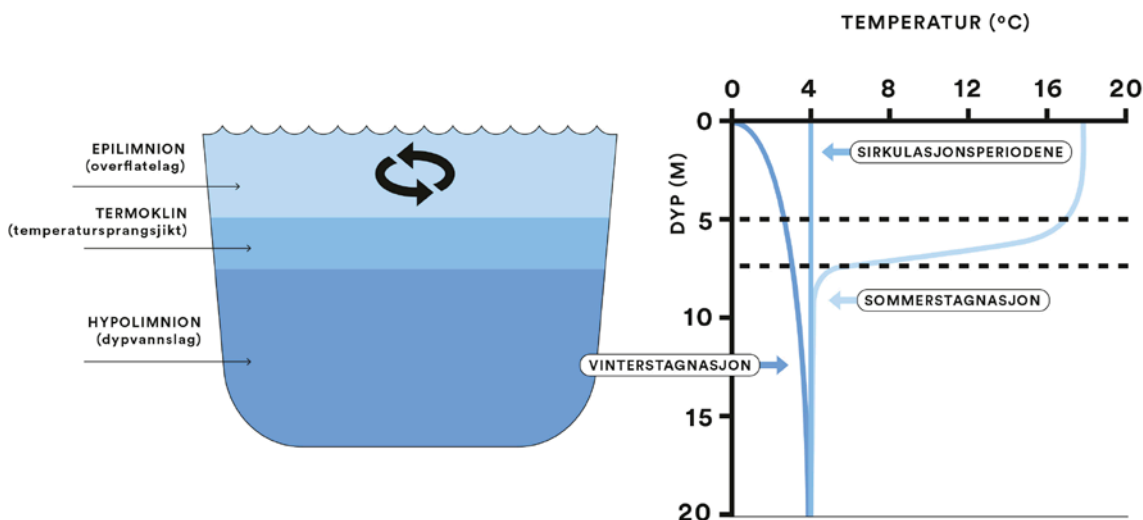
Med store, dype innsjøer mener vi innsjøer som er dypere enn 20 meter, med middeldyp større enn 10 meter, og med tilstrekkelig volum under temperatursprangsjiktet til et halvt års vannforbruk. Vannkvaliteten i disse kildene er som oftest stabil og god gjennom hele året. Disse innsjøene har stort volum, noe som gir stor fortynningseffekt ved forurensning,



Figur 3.2: Mange norske vannkilder tilføres humusstoffer fra omkringliggende myrområder, og har gulbrunt vann (Foto: Bjørn Løfsgaard)

og lang oppholdstid i innsjøbassenget gir bedre selvrensing. Mikrober dør ut, kjemiske forbindelser nedbrytes, og partikler sedimenterer i større grad enn i innsjøer der vannet har kort oppholdstid i bassenget. Derfor er vannet i de store, dype innsjøene som regel klarere, med lavere konsentrasjoner av mikrober og har mindre farge, sammenlignet med vannet i mindre sjøer, elver og bekker i samme område.

Om sommeren dannes det en temperatursjiktning i innsjøer, der et varmere overflatelag blir liggende over et kaldere dypvannslag. Tetthetsforskjellen gjør at disse lagene ikke blander seg, og grenselaget kalles temperatursprangsjiktet (termoklinen). Det fungerer som en barriere mot direkte tilførsel av forurensning til dypvannet i sommerhalvåret, da forurensninger i stor grad følger det varme overflatevannet. Barrieren er imidlertid ikke absolutt, fordi det alltid skjer en viss utveksling av stoffer mellom overflate- og dypvannslaget i sprangsjiktet. Forurensningspartikler kan også sedimentere gjennom sprangsjiktet. I enkelte innsjøer kan sprangsjiktet vippe under spesielle vindforhold, slik at vann fra det øvre sjiktet føres ned på dypet i løpet av kort tid, og dermed føres forurensninger til råvannsinntaket. Om høsten jevner temperaturen seg ut, og vannmassene blander seg under det vi kaller høstsirkulasjonen, og forurensninger vil lettere kunne nå vanninntaket. Om vinteren gir isen noe beskyttelse mot forurensning, før man på ny får fullsirkulasjon om våren. Temperaturforholdene i en slik innsjø er illustrert i figur 3.3.



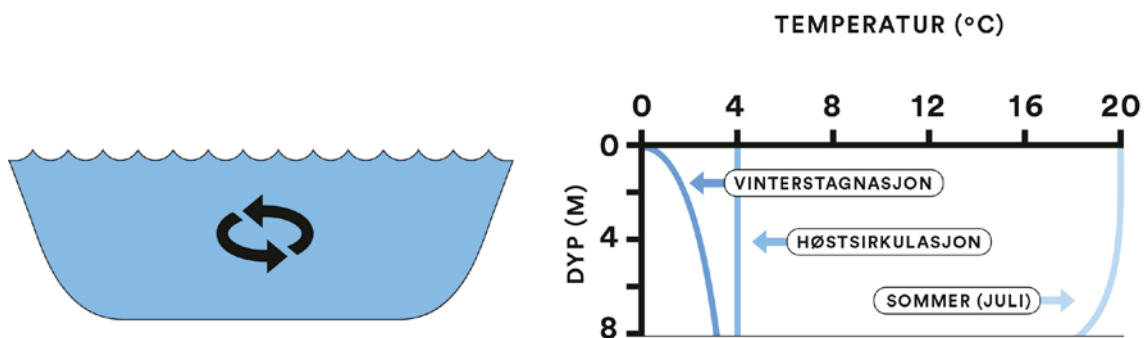
Figur 3.3: Temperaturforhold og dannelse av sprangsjikt i dype innsjøer (Ill: Fete Typer).

Store, dype innsjøer kan motta relativt store mengder plantenæringsstoffer over lang tid før kvaliteten på vannet blir merkbart dårligere. Høy tilførsel av næringsstoffer vil imidlertid uunngåelig føre til en eutrofieringsutvikling som endrer det naturlige planktonsamfunnet. Planktonets forskjellige algearter kan produsere lukt- og smaksstoffer og/eller giftstoffer. I ytterste konsekvens kan økt planktonproduksjon gi et markert oksygenforbruk i dypvannet og føre til frigivelse av næringsstoffer fra sedimentene. Det er tidkrevende og kostbart å snu en slik utvikling, noe som gjør det påkrevet å beskytte også store, dype innsjøer mot næringsstofftilførsel. Det kan være hensiktsmessig å beregne hvor stor fosfortilførsel en slik innsjø kan tåle årlig før det er fare for en uønsket utvikling.

En stor innsjø har ofte et stort og uoversiktlig nedbørfelt, noe som kan føre til problemer med å kontrollere eventuelle forurensningskilder. Man vil oftest legge vekt på å begrense den jevne tilførsel av næringsstoffer og bakterier fra kommunale kloakkutslipp og fra jordbruket, og ofte i mindre grad beskytte mot tilfeldig forurensning fra rekreasjonsaktivitet.

Grunnere innsjøer og tjern

Innsjøer som er uten stabil temperatursjiktning, er generelt dårligere sikret mot at forurensninger når vanninntaket. Industriuhell, tankbilvelt og lignende, vil kunne få alvorlige konsekvenser for slike innsjøer. Vannet har mindre oppholdstid i innsjøbassenget, noe som gjør at selvrensingsprosessene får liten tid til å virke. Volumet er i tillegg mindre, slik at fortyningseffekten blir mindre. De er derfor ofte mer humuspåvirket, noe som igjen kan føre til problemer med lukt, smak og desinfeksjonsbiprodukter eller biologisk vekst i ledningsnett. Innsjøer med lite overflateareal kan være termisk sjiktet om sommeren, mens større, vindeksponerte innsjøer vil være uten stabil temperatursjiktning. Temperaturforholdene i en grunn innsjø er illustrert i figur 3.4.



Figur 3.4: Temperaturforhold og sirkulasjon ved årstidene i grunne vannkilder (Ill: Fete typer)

Tilførsel av plantenæringsalter som fosfor og nitrogen kan lett gi eutrofiering i grunne innsjøer. Et lite volum gjør at oksygenmangel raskt kan oppstå, noe som fører til frigivelse av uønskede stoffer (som fosfat, jern, mangan og hydrogensulfid) fra bunnsedimentene. Beskyttelsestiltak mot eutrofiering er absolutt nødvendig for slike innsjøer. Problemer med lukt og smak eller cyanobakterieoppvekst og toksinproduksjon kan også oppstå.

For små innsjøer uten temperatursjiktning er det vanlig å pålegge beskyttelsestiltak både mot tilførsel av næringsalter fra kommunale utslipp og diffuse utslipp fra jordbruk (næringsalter og plantevernmidler) og mot tilfeldig forurensning fra permanent bosetting, hyttebebyggelse, veier, rekreasjonsaktiviteter osv.

Elver og bekker

Vannføringen i elver og bekker varierer sterkt, noe som gir varierende kapasitet og vannkvalitet. Nedbør og snøsmelting påvirker vannkvaliteten, og vannet kan også lett bli utsatt for tilfeldig forurensning. Dersom en elv blir tilført forurensning oppstrøms et vanninntak ved et uhell, vil forurensningen raskt bli transportert til vanninntaket. Forurensningen vil imidlertid også passere inntaket hurtig, noe som kan være med på å begrense skadeomfang. Der elven er en del av et større vassdrag, kan magasinkapasitet i form av innsjøer eller dammer være med på å fortynde og rense eventuelle forurensninger.

Elver som ligger i områder med lite løsmasser i nedbørfeltet, er mer sårbare for forurensning, da forurensninger i liten grad holdes tilbake i grunnen eller bindes til vegetasjonen. Konsentrerte utslipp av næringsalter og organisk stoff kan føre til



Figur 3.5: Noen ganger er det lett å avsløre mulige forurensningskilder (Foto: Eyvind Andersen)

oksygensvinn og oppvekst av diverse organismer, også kalt saprobiering, på utslippsstedet. Nedstrøms utslippet kan elva igjen virke tilsynelatende ren på grunn av selvrensing og fortykning. Likevel kan elvevannet inneholde sykdomsfremkallende mikrober og kjemiske forurensningskomponenter langt nedover i vassdraget.

Elver og bekker er spesielt utsatt for store variasjoner i vannkvalitet og vannføring i løpet av året. Dette kan skape problemer ved drift av vannbehandlingsanlegg. Bruker man en elv eller bekk som drikkevannskilde, bør man derfor legge vekt på følgende forhold:

- Elver med jevn og stor vannføring bør foretrekkes.
- Lite løsmasser kan gjøre at forurensning i nedbørfeltet lett spres til vassdraget.
- Elver med stort og uoversiktlig nedbørfelt, avløp fra industri og bebyggelse og tilsig fra jordbruk bør unngås.
- Drenering fra myrområder vil ofte gi farget vann etter perioder med nedbør og snøsmelting.
- Innsjøer i nedbørfeltet er en fordel, fordi sjøene bidrar til at vannføringen og vannkvaliteten blir utjevnet.
- Ved bruk av breelver må det etableres høygradig vannbehandling for å fjerne breslammet.
- Inntaket bør legges i et størst mulig inntaksmagasin.



Figur 3.6: Selv om vann i bekker i urørt natur virker rent, kan det være forurensset, spesielt i smågnagerår (Foto: Bjørn Løfsgaard)

3.2.2 Grunnvann

Med grunnvann mener vi vann som befinner seg under bakkenivå der alle sprekker og porer i grunnen er helt fylt med vann. Vi skiller gjerne mellom grunnvann fra løsavsetninger og grunnvann fra fjell, siden disse forekomstene har ulike egenskaper. Oppkommer finner vi der grunnvannet kommer opp i dagen, enten det kommer fra fjell eller løsmasser. I det videre omtales hovedsakelig vannkvalitet i grunnvann, mens mer informasjon om grunnvann og brønner er å finne i portalen «Grunnvann i Norge» (NGU 2016).

Grunnvann i løsmasser har ofte god og stabil naturlig kvalitet. Kvaliteten på grunnvann i fjell er mer variabel og avhenger av sprekkesystemet vannet transporteres gjennom, og av hvor tett løsmassedekning det er over fjellet. Grunnforhold vil påvirke grunnvannets kvalitet. Organisk materiale kan tilføres fra matjordlaget eller fra utslipp. Nedbrytning av organisk materiale forbruker oksygen, og under oksygenfattige forhold kan jern og mangan fra grunnen løses opp i grunnvannet. I mer ekstreme tilfeller kan det også dannes hydrogensulfid. Grunnvannsbrønner nær kysten kan bli påvirket av sjøvann. «Fossilt» saltvann i løsmasseavsetninger under marin grense fra siste istid kan også føre til salt i grunnvann. Bortsett fra hydrogensulfid og salt, har problemer med lukt og smak i grunnvann sjelden naturlig årsak. Høyt innhold av enkelte metaller kan imidlertid sette smak.

Forurensning fra menneskelig aktivitet i infiltrasjonsområdet vil kunne spores i grunnvannet. Nitrat og/eller nitritt påvises noen steder i vann fra brønner i jordbruksdistrikter, noe som skyldes at avrenningsvann fra gjødslet areal blir tilført brønnvannet, eller lekker direkte ned i brønnen fra overflaten. Andre vanlige kvalitetsulempner med grunnvann er at det kan være hardt, eller inneholde for mye radon, fluor eller uran. Ofte er det de geologiske omgivelser som forårsaker ulike stedstypiske problemer, og i tabellen under er det gitt noen eksempler:

Tabell 3.1: Geologiske omgivelser og påvirkning på vannkvaliteten

Grunnvann i løsmassebrønner		Grunnvann i fjell	
Elveavsetninger langs Glommavassdraget:	Surt, bløtt vann	Generelt:	Jern og mangan, uran eller andre grunnstoffer, lav oksygenmetning, høyt innhold av karbondioksid
Elveavsetninger i Gudbrandsdalen:	Alkalisk, relativt hardt vann	Kalkrikt fjell:	Hardt vann (vesentlig kalsium og magnesium)
Andre områder:	Sterkt varierende, bla. jern og mangan.	Granitter:	Radon, fluor (forekommer sjelden i løsmasser)
		Alunskifer:	Radon, hydrogensulfid

En lang rekke forhold vil med andre ord kunne kreve ekstra tiltak for å gi et tilfredsstillende drikkevann. Likevel er vannforsyning fra grunnvann, spesielt i løsavsetninger og forutsatt god oksygentilgang, som regel trygg og forbundet med få problemer.

Grunnvann i løsavsetninger

Grunnvann hentes ofte fra avsetninger av grus og sand ved elver eller innsjøer. Slike forekomster mates med vann fra vassdrag og fra nedbør som infiltreres. Enkelte forekomster er selvmatende, det vil si at de mates i sin helhet fra nedbør. Vannkvaliteten er først og fremst avhengig av sammensetningen av og tykkelsen på de overliggende løsmassene som vannet må passere (kalt umettet sone) samt av hvor lenge vannet har vært i grunnen. Filtreringsegenskapene i grunnen og oksygenmengde i vannet (jern og mangan kan utløses ved mangel på oksygen) er også avgjørende. Hvor stor mengde vann som kan tas ut, avhenger av løsmassenes permeabilitet, det vil si evne til å la vannet trenge gjennom massene. Grus og sand er eksempler på permeable masser, mens leire er tett masse.

Hygienisk sett er grunnvann fra permeable løsmasser en meget god vannkilde. Forutsetningen er at avsetningen er stor nok, og at den har en kornsammensetning som sikrer at den er en barriere mot forurensninger.

Kvaliteten er som regel tilfredsstillende der det ikke finnes forurensninger skapt av mennesker.

Ved store grunnvannsuttak trekker vann fra overflatevannkilder vanligvis inn i løsmassene, noe vi kaller kunstig grunnvannsinfiltrasjon. Vannkvaliteten er avhengig av massenes filtreringsegenskaper og oppholdstid i grunnen. Ved kunstig grunnvannsinfiltrasjon er oppholdstiden til vannet gjerne kortere enn ved vanlige grunnvannsuttak, noe som gjør at vannet ikke skifter karakter til grunnvann og fremdeles likner mest på overflatevann.



Figur 3.7: Øverste kumring i løsmassebrønn. Brønnen er gravd gjennom et tett, beskyttende lag og mates med grunnvann (Foto: Eyvind Andersen)

Analyser av vannkvalitet og temperatur ved forskjellige værforhold og årstider, kan gi en indikasjon på hvor mye brønnen er påvirket av overflatevann. Fjellbrønner der analyser av vannkvaliteten indikerer at vannet har kort oppholdstid mellom overflaten og inntaket, er sårbare overfor forurensninger og krever særlig god beskyttelse. Enkelte typer forurensninger av fjellbrønner, for eksempel oljeforurensning, vil kunne ødelegge brønnene for all overskuelig framtid.

3.3 Styrker og svakheter ved ulike vannkilder

Hvor egnet en vannkilde er som drikkevann, avhenger av hvor godt den er sikret mot forurensninger. De viktigste egenskapene er knyttet til nedbørfelt og infiltrasjonsområde, vannkildens evne til selvrensing og evnen til å fortynne forurensninger, samt i hvilken grad temperatursprangsjiktet hindrer forurensningstransport nedover i vannmassene. Tabellen under oppsummerer egnetheten til ulike vannkilder:

Tabell 3.2: Sammenstilling av egenskaper av egenskaper ved ulike drikkevannskilder. Andre forhold, særlig forurensningspotensial og næringsinnhold, kan også ha betydning for en vannkildes egnethet.

	Store, dype innsjøer	Grunnere innsjøer og tjern	Elv og bekk	Grunnvann i løsmasser	Grunnvann i fjell
Nedbørfelt/ influensområde	Store nedbørfelt er uoversiktlige mht. forurensningskilder, og er vanskelige å regulere/kontrollere	Mindre nedbørfelt er enklere å regulere og kontrollere	Avrenning kan medføre store variasjoner i vannkvalitet i elv/bekk	Influensområder i løsmasser er enklere å avgrense, og dermed kontrollere forurensning fra	I fjell vil uoversiktlige sprekker skape usikkerhet
Selvrensingsevne	Lang oppholdstid gir god selvrensing	Kortere oppholdstid reduserer selvrensingsevnen og sikkerheten	Normalt dårlig	Oppholdstid i grunnen vil innvirke på mikrobiell kvalitet. Oppholdstid på minst 60 døgn i mettet sone anbefales. Større selvrensingsevne enn i fjell	Mekaniske og kjemiske prosesser påvirker naturlig vannkvalitet, spesielt i fjell
Fortynningseffekt	Stort vannvolum gir god fortynning av fysiske/kjemiske forurensninger	Mindre vannvolum reduserer fortynningseffekten	Fortynningseffekt avhenger av avstand fra utslipp til vanninntak	Lite relevant å vurdere	Lite relevant å vurdere
Sprangsjikt	Sprangsjikt reduserer vertikal transport av forurensninger, og beskytter dype drikkevannsinntak	Grunne innsjøer mangler sprangsjikt	Ikke relevant	Ikke relevant	Ikke relevant
Totalvurdering av egnethet som vannkilde	Normalt god	Dårlig/Brukbar. Avhengig av forurensende aktivitet	Normalt dårlig, store variasjoner i vannkvalitet. Kan være bedre enn dårlige innsjøer og tjern	Normalt god	Varierende, avhengig av forurensende aktivitet, sprekksystem og naturlig innhold av grunnstoffer

3.4 Undersøkelse av vannkilder

En grundig undersøkelse av vannkilden er nødvendig for å vurdere hvor god den er og for å vurdere hvilken vannbehandling som er nødvendig. Ved valg og dimensjonering av vannbehandling, og eventuelt ved andre tiltak for å redusere forurensninger, må man kjenne den dårligste vannkvaliteten som kan forventes i kilden. Det er også viktig å kjenne til forventede variasjoner i vannkvalitet.

I det følgende omtales prøvetakingsprogrammer for fysisk-kjemiske og mikrobielle undersøkelser som normalt må til for å vurdere om en vannkilde egner seg til drikkevann. For små vannverk kan forenklede analyseprogrammer vurderes, og råd for slike vannverk er samlet i Folkehelseinstituttets brosjyre «Drikkevann i spredt bebyggelse og på hytta» (Folkehelseinstituttet 2014). I noen tilfeller må mer omfattende undersøkelser til, f. eks. for vurdering av trofiutviklingen i innsjøer, eller for kartlegging av tilførsler av spesielle miljøgifter. For en bredere innføring i sentrale limnologiske felt- og laboratoriemetoder til bruk ved vassdragsundersøkelser, henvises det til Vennerød K. 1984.

3.4.1 Innsjøer

I grunne innsjøer bør det tas prøver fra eksisterende eller framtidig inntakssted, og i den dypeste delen av innsjøen. I relativt små innsjøer med ett innsjøbasseng, er det tilstrekkelig med én stasjon for prøvetaking. Prøvene bør tas to meter over bunnen og to meter under vannoverflaten. I tillegg bør det tas prøver i utløp av tilløpsbekker som kan antas å påvirke vannkvaliteten i innsjøen.

I dype innsjøer er det viktig å kartlegge temperatursprangsjiktning, for om mulig å legge vanninntaket under dette. Dette sjekkes i den dypeste del av innsjøen minst for hver 5. meter ned til ca. 50 meter, eller til største dyp. For øvrige vannprøver bør man fortrinnsvis velge to stasjoner for prøvetaking, én der innsjøen er dypest, og én nær et framtidig/eksisterende inntakssted. Prøvene bør tas to meter over bunnen (hvis dette ikke er altfor dypt for utstyret som brukes), like under temperatursprangsjiktet og to meter under vannoverflaten. I tillegg bør det tas prøver i utløp av tilløpsbekker som kan antas å påvirke vannkvaliteten i innsjøen.

Prøvene bør tas på minst én fast dag hver måned gjennom et år. I tillegg bør det tas hyppigere prøver rundt sirkulasjonsperiodene. Når disse inntreffer avhenger av forhold som innsjøens form og dybde, vannmassenes oppholdstid, innsjøens vindeksponering, klima og høyde over havet. Vårsirkulasjonen inntreffer gjerne like etter at isen har gått, mens høstsirkulasjon inntreffer på senhøsten. I tillegg bør man selvsagt ta prøver ved ekstreme hendelser som flom.

3.4.2 Elver og bekker

Vannkvaliteten i elver og bekker kan forandre seg vesentlig med årstidene og ved spesielle værforhold. Derfor må det tas hyppige prøver for å få et representativt bilde av vannkvaliteten gjennom året. Prøvene bør tas på minst én fast dag hver måned gjennom et år. I tillegg bør det tas prøver under flom, ved sterk snøsmelting, i nedbørs- og tørkeperioder, og i andre perioder hvor man har grunn til å tro at vannet kan være forurenset.

Ved prøvetaking i elver og bekker, bør en velge stasjoner som gir et mest mulig representativt bilde av forholdene ved et framtidig eller eksisterende inntakssted. Prøvene bør tas nærmest mulig det påtenkte inntaksstedet og lengst mulig vekk fra bredden. I tillegg til

prøvetaking ved framtidig inntakssted, kan man ta prøver oppstrøms, for eksempel ved tilførsler fra sideelver, som ledd i en kartlegging av forurensningskilder.

3.4.3 Grunnvann

Gode grunnvannskilder har rikelig med vann av god kvalitet, og krever ofte lite vannbehandling. Grunnvann kan likevel inneholde stoffer fra naturen som enten kan medføre helserisiko eller gi bruksmessige ulemper, avhengig av bergarter og sammensetning av løsmasser. Dersom konsentrasjonene av slike naturlige forurensninger overstiger grenseverdiene i drikkevannsforskriften, må de fjernes eller reduseres.

Grunnvannskilder bør undersøkes i samarbeid med faglig rådgiver på hydrogeologiske forhold. Der forholdene er gunstige for etablering av brønn, kan et brønnborefirma sette ned en prøvebrønn for videre undersøkelser, også kalt prøvepumping. Det bør pumpes med så stor kapasitet som vannverket er beregnet å skulle gi. Til sammen avgjør prøvepumpingen og den områdehygieniske vurderingen om brønnen egner seg til vannforsyning, både når det gjelder kvalitet og kvantitet. Pumpetiden bør strekke seg over ett år for å fange opp eventuelle sesongvariasjoner. Der faglig rådgiver ikke anser at sesongvariasjoner har vesentlig betydning, kan pumpetiden være kortere. I visse tilfeller der pumpingen påvirker strømningsmønster og kjemiske likevekter i grunnen, kan det være nødvendig med lengre tids prøvepumping. For grunnvann i fjell kan vannkvaliteten endre seg etter hvert som brønnen pumpes, i noen tilfeller også etter flere års bruk.

Man undersøker kapasiteten på grunnvann i løsmasser ved å sammenligne utpumpet vannmengde med grunnvannets strømningsforhold rundt brønnen. Dette kan gjøres ved å registrere grunnvannsnivået i et nett av peilerør. Også andre målinger av grunnvannsmagasinet kan være verdifulle. For eksempel kan bruk av georadar og andre kartleggingsmetoder gi kunnskap om forhold under bakken.

Temperaturen i utpumpet vann, vannstand i peilerør og utpumpet vannmengde bør måles minst ukentlig og sammenliknes med temperatur og vannstand i tilknyttede vassdrag for å vurdere i hvilken grad kilden er påvirket av overflatevann. I tillegg bør det tas en bakteriologisk og fysisk-kjemisk prøve ved start og etter 14 dager med prøvepumping. Prøvetakingen bør deretter utføres hver måned. Oksygenmetning og fri karbondioksid bør måles hvert kvartal, samt ved starten og slutten av prøvepumpingsperioden.

3.4.4 Aktuelle prøveparametere

For å sikre at uttak, håndtering og transport av vannprøver blir gjort på korrekt måte, anbefales det å søke råd hos det laboratorium man skal bruke. Når man undersøker vannkvaliteten i en potensiell kilde, er det viktig å bestemme parametere ut fra det man kan forvente av påvirkning fra nedbørfeltet. I tillegg må man inkludere fysisk-kjemiske forhold som er av betydning for vannbehandlingen. Nærmere krav til dokumentasjon i hvert tilfelle fastsettes av Mattilsynet.

I noen tilfeller vil det være nødvendig å analysere samtlige parametere i drikkevannsforskriften, og i tillegg eventuelle andre forurensninger man kan forvente å finne i vannkilden. Ofte vil man i samarbeid med det lokale Mattilsynet kunne avgrense antallet parametere som må undersøkes. I tillegg til drikkevannsforskriftens mikrobielle parametere, vil man normalt måtte analysere følgende fysiske og kjemiske parametere: ammonium, fargetall, jern, kalsium, kjemisk oksygenforbruk, konduktivitet, lukt/smak, magnesium, mangan, nitrat, nitritt pH-verdi, totalalkalitet, totalnitrogen, turbiditet, og UV-transmisjon.

For grunnvannskilder bør man i tillegg analysere bly, fluorid, natrium, plantevernmidler, radon, sulfat og uran.

Resultatene av analysene må sammenlignes med drikkevannsforskriftens kvalitetskrav. På den måten vurderer Mattilsynet om vannkilden egner seg som drikkevann, samt om det er behov for vannbehandlingstiltak. Vanligvis vil laboratoriene ha erfaring med å undersøke vannkilder som har ulike egenskaper, og kan gi råd om valg av relevante parametere.

3.5 Beskyttelse av vannkilder

For å sikre vannkvaliteten må vannkildene beskyttes, både fysisk og juridisk. Formålet med dette kapittelet er å gi en oversikt over hvilke forurensningstrusler man bør være oppmerksom på, og hvordan man bør beskytte seg mot disse fysisk. Gjennom restriksjoner på arealbruken rundt et vannverk eller en brønn kan man forby ulike typer potensielt forurensende aktiviteter i tilsigsområdet. Slike restriksjoner må gjøres juridisk bindende, men det juridiske er ikke tema for dette kapittelet.



Figur 3.9: Fysisk beskyttelse av drikkevannskilde (Foto: Eyvind Andersen)

3.5.1 Kilder til forurensning

Tilsigsområdet er hele det omliggende landskapet hvorfra vann kan renne til kilden. Det blir også kalt nedbørfelt for overflatevannkilder, eller influensområde for grunnvannskilder. De vanligste formene for aktiviteter og de typiske forurensningstruslene som følger med slike aktiviteter, er listet opp i tabellen på neste side.

3.5.2 Eksempler på aktiviteter og restriksjoner i nedbørfelt

Hensikten med å innføre restriksjoner på menneskelig aktivitet i nærheten av drikkevannskilder, er å redusere faren for forurensning. Under gir vi en oversikt over aktiviteter som bør tas med i betraktningen, og eksempler på restriksjoner som kan være aktuelle. Det vil imidlertid alltid være nødvendig å vurdere situasjonen rundt hver enkelt drikkevannskilde for seg.

Bebyggelse og innretninger

Bebyggelse og andre innretninger myntet på menneskelig aktivitet øker faren for forurensning. Permanent aktivitet vil alltid innebære belastninger på miljøet. Sykehus, hoteller, campingplasser, utleiehytter etc. vil gi uoversiktlige forurensende forhold. Derfor er etableringer som dette generelt uønsket i nedbørfeltet til en drikkevannskilde. Andre eksempler er bolighus, hytter, produksjonslokaler, lager, omsetningslokaler, institusjoner, uthus og driftsbygninger i landbruket eller kloakkrenseanlegg.

Restriksjonene for bebyggelse og innretninger kan omfatte totalt eller delvis byggeforbud, som å gi tillatelse til et visst antall hytter eller å legge hyttefelt til en spesiell sone av nedbørfeltet. Restriksjonene kan også omfatte sanering av eksisterende bebyggelse og innretninger. Det kan også være aktuelt med selektivt byggeforbud på steder der for eksempel turistetablisement, helseinstitusjoner og visse typer industri ikke er tillatt.

Tabell 3.3: Forurensningstrusler som følge av etableringer og aktiviteter i nedbørfelt

Etableringer/aktiviteter i nedbørfelt	Typiske forurensningstrusler
Bosetning	Separate avløp fra hus/hytter Lekkasje fra avløpsnett, oljetanker og annet Generell aktivitet (se alt nedenfor)
Industri	Forurensende utslipp til luft og vann, herunder fra lager
Trafikk	Uhellsutslipp fra jernbane, fartøyer eller kjøretøyer, herunder trafikkulykker Veisaltning
Jordbruk	Spredning av gjødsel/slam Sprøyting med plantevernmidler Avføring fra beitedyr Avrenning fra planerte områder Lekkasje fra gjødsellagre/siloer
Skogbruk	Uhellsutslipp av diesel/olje fra skogsmaskiner Avrenning fra barkdeponier Økt avrenning av komponenter fra jordsmonnet på grunn av flatehogst
Fyllinger/deponier	Sigevann fra avfallsfyllinger/spesialdeponier Ulovlig dumping
Fiske	Fekal forurensning fra mennesker Uhellsutslipp av drivstoff fra båter
Turisme	Avløp fra camping/hoteller m.m. Toalettavfall fra bobiler/campingvogner Annen forurensende virksomhet i eller nær vann
Rekreasjon/friluftsliv/ stevner o.l.	Fekal forurensning fra mennesker og hunder Bading
Forsvarsaktiviteter	Uhellsutslipp av diesel/olje fra kjøretøyer Spredning av ammunisjon og lignende i vannkilde/nedbørfelt Erosjon Fekal forurensning fra mennesker
Masseuttak	Erosjon Avrenning fra områder der det er foretatt terrenginngrep Uhellsutslipp av diesel/olje fra anleggsmaskiner
Dyre- og fugleliv	Ekskrementer fra dyr og fugler Kadavre
Drift av vannverket	Forurenset vann fra vannbehandlingsanlegget Utslipp fra toalettavløp dersom etablert i driftsbygning

Avløp

Avløp omfatter spillvann fra husholdninger, for eksempel toalettavløp, og fra industri. Avrenning av overvann fra bebygde områder, asfalterte gater og sigevann fra fyllinger er andre eksempler på avløp. Hensikten med å innføre restriksjoner på avløp, er å hindre at mulige sykdomsfremkallende mikrober som parasitter, bakterier og virus samt helse-skadelige kjemiske stoffer blir tilført vannkilden. I tillegg kan restriksjoner beskytte kilden mot tilførsel av plantenæringsstoffer og organisk stoff som kan føre til dårligere vannkvalitet. Renseanlegg for avløp kan innebære fare for ukontrollert tilførsel av forurensninger,

selv om avløpet føres ut av nedbørfeltet. Ukontrollerte forurensninger kan blant annet skje ved driftsstans på anlegget, kraftig nedbør, brudd eller lekkasjer på ledningsnett og stopp i pumpestasjoner.

Normalt vil det være forbud mot utslipp av spillvann i nedbørfeltet eller i nærområdet til vannverk. Direkte utslipp av drensvann fra dyrket mark til drikkevannskilden bør også unngås. I tillegg bør det være et krav at drensvannet infiltreres i løsavsetninger, resorberes eller ledes vekk. Det bør være forbud mot utslipp av industrielt avløpsvann og overvann fra tettsted til en drikkevannskilde.

Avfall

Avfall omfatter restprodukter fra menneskelig aktivitet, for eksempel søppel fra bolighus, bark fra skogbruk, overskudd av gjødsel fra industrielt husdyrhold og rester av kjemikalier fra industri. Restriksjoner som gjelder avfall, kan omfatte totalforbud mot deponering av avfall eller forbud mot å anlegge kommunale eller private avfallsdeponier og slamdeponier. Det kan også være en løsning å forby deponering av avfall i en gitt minsteavstand fra vassdrag eller i spesielle soner i nedbørfeltet.

Industri

En rekke industriaktiviteter innebærer risiko for kjemisk og mikrobiell forurensning dersom de ligger i nedbørfeltet til en drikkevannskilde. Eksempler er galvanoteknisk industri, metallvareindustri, bergverksindustri, impregneringsverk, plastfabrikker, sprengstoffabrikker, asfaltverk og oljegrusanlegg. Noen industriaktiviteter som ofte vil forringe vannkilder og gi grumsete og farget vann med dårlig lukt og smak, er treforedlingsbedrifter, tekstilfabrikker, vaskerier, vaskemiddelfabrikker, slakterier, meierier, potetindustri og destruksjonsanlegg for dyreavfall.

Dersom det ikke allerede er industri i nedbørfeltet til en vannkilde, bør slik etablering unngås. En hygienisk betenkelig industribedrift bør forbys, ettersom oppsamling og bortledning av avløp fra en slik bedrift ikke gir tilstrekkelig sikkerhet. Industribedrifter som ikke anses som problematiske på grunn av forurenset avløp, kjemikalier eller avfall, kan vurderes på samme måte som bebyggelse og innretninger.

Lagring av kjemiske forbindelser

Lagring av kjemiske forbindelser som olje og mineraloljeprodukter, fenoler, plantevernmidler, cyanider, tungmetallopløsninger med mer, kan forbys på grunn av risikoen som følger med transporten av stoffene til og fra lagringsplasser. Det finnes også risiko for forurensning når stoffene føres over fra transportmiddelet til lagertanken, og ved selve lagringen. Ved menneskelig eller teknisk svikt, eller ved sabotasje, kan stoffene bli tilført drikkevannet. Spill av for eksempel olje vil kunne ødelegge en vannkilde i lang tid. Forurensningsrisikoen som følger med lagring av kjemikalier, krever en restriktiv holdning til etablering av bensinstasjoner og militære beredskapslagre.

Lagring av olje i små mengder, for eksempel til skogbruk og oppvarming av hus, kan tillates. Størrelsen på lagringstankene bør imidlertid begrenses slik at virkningen av eventuelle uhell eller ulykker blir så liten som mulig. I tillegg må en gjennomføre tiltak som hindrer at havari eller lekkasje fra tanker forurenser grunnen. Som regel vil det være tilstrekkelig at innholdet blir samlet opp i en tett kum dersom det skulle oppstå lekkasje.

Landbruk

Landbruk omfatter husdyrhold, jordbruk, skogbruk, hagebruk og gartnerivirksomhet. Restriksjoner på avløp fra landbruk skal hindre problemer som kan oppstå dersom vannkilden blir tilført sykdomsfremkallende organismer, plantenæringsstoffer eller organiske stoffer. I tillegg vil restriksjoner hindre spredning av helsebetenkelige plantevernmidler og andre kjemikalier. Forurensning fra landbruket kan komme fra punktkilder eller som diffus avrenning fra jordbruksarealer. Punktkilder kan være surforsiloer og gjødselkjellere som ikke er tette. Plantevernmidler som ikke blir lagret på foreskrevet måte, eller plantevernutstyr som blir rengjort i strid med gitte bruksanvisninger, kan også medføre risiko for forurensning av vannkilder.

Avrenning fra dyrket mark som har vært gjødslet med husdyrgjødsel inneholder bakterier og andre organismer. Dette utgjør en helseisiko ettersom en rekke sykdommer kan overføres fra dyr til mennesker. Husdyrgjødsel kan også inneholde fenolliknende forbindelser som gir dårlig lukt og smak på vannet etter klorering. Konsentrert beiting i nærheten av en vannkilde kan gi tilsvarende problemer. Avrenning fra gjødslet mark kan inneholde betydelige mengder av fosfor og nitrogen, noe som medfører fare for eutrofiering og utvikling av algetoksiner i drikkevannskilden.

Lagerplasser for husdyrgjødsel, surforsiloer etc. bør inspiseres jevnlig og sikres mot all avrenning til vannkilden. Bruk av kunstgjødsel bør normalt avgrenses til optimalt nivå. Gjødsling utover optimalt nivå kan medføre økt avrenning av næringsstoffer og forringelse av vannkvaliteten. Optimal gjødsling skal fastsettes i samråd med en jordbrukskyndig person basert på resultater fra gjødslingsforsøk i distriktet. Det bør under ingen omstendigheter være tillatt å spre husdyrgjødsel etter at vekstsesongen er over. Man bør unngå å bruke husdyrgjødsel på arealer der det kan skje avrenning til sårbare drikkevannskilder, og den bør fortrinnsvis benyttes til kulturer som har liten avrenning. Bruk av kloakkslam i nedbørfeltet til en drikkevannskilde bør normalt ikke være tillatt.

Det kan være en fordel å ha et permanent dekke av gress nær vannkilden for å redusere tilførselen av næringsalter. Arrondering og fallforhold vil være avgjørende for størrelsen på områdene med permanent gressdekke. Pløying av jorder vil også gi større erosjon med økt utvasking av partikler og næringsstoffer fra arealene. Det samme skjer ved bakkeplanering i en periode etter at planeringen er utført. Tilrettelegging for beiting nær en vannkilde bør normalt ikke tillates.

Plantevernmidler benyttes i landbruket for å beskytte kulturplanter mot skadedyr, sopp, ugress og annet. En restriktiv holdning til bruk av plantevernmidler i nedbørfeltet eller infiltrasjonsområdet til drikkevannskilder er viktig.

Skogsdrift i nedbørfeltet til en drikkevannskilde er vanligvis akseptabelt innenfor visse rammer. Intensivt skogbruk kan imidlertid føre til forurensning av vannkilder. Avvirking av store arealer kan øke avrenningen av næringsalter og forårsake eutrofieringsproblemer. Det samme kan skje ved drenering av områder som skal tilplantes. Der skogsbilveier åpner området for trafikk, bør man sette i verk tiltak som beskrevet under avsnittet om trafikk.

Det bør legges restriksjoner på frakt av tømmer over islagte vann. Lagringsplasser for drivstoff og steder der man fyller drivstoff til skogbruk, må vurderes med tanke på faren for avrenning til overflatekilder eller forurensning av grunnvann. Størrelsen på drivstoff-tanker bør begrenses til hva jordsmonnet og topografiske forhold kan holde tilbake dersom ukontrollert tømning skulle skje. Barking i stort omfang bør ikke tillates i

nærheten av vannforekomster. Sivevann fra barkfyllinger inneholder komponenter med en meget gjennomtrengende lukt og smak, og kan dessuten inneholde betydelige mengder tungmetaller. Lagringsplasser for tømmer må ikke legges nær vannkilden dersom en skal bruke plantevernmidler på tømmerlunnene.

Husdyrhold som grisefarmer, hønserier, pelsdyrfarmer, rideskoler og kenneler er ikke ønsket i nedbørfeltet til en drikkevannskilde. Dette på grunn av faren for mikrobiell forurensning og tilførsel av organisk stoff til vannkilden. Etableringer som rideskoler og kenneler kan også føre til økt trafikk i området.

Fiskeoppdrettsanlegg

Fiskeoppdrettsanlegg er uønsket i drikkevannskilder og i vannforekomster oppstrøms. Organisk materiale fra fiskefôr og fiskeekskremer kan forurense vannet. Antibiotika som brukes for å bekjempe fiskesykdommer, kan være uheldige både for brukerne av drikkevannet og for miljøet i vannkilden.

Trafikk

Trafikk omfatter framkomstmidler, ferdselsårer og ferdsel. Listen nedenfor omfatter tiltak og forhold som bør vurderes når det gjelder bruk av motordrevne kjøretøyer og farkoster på vannkilde og i nedbørfelt:

- Forbud mot bruk av motordrevne kjøretøyer og fartøy; unntak kan eventuelt gjøres for nødvendig bruk i forbindelse med skogsdrift og for fastboende
- Skogsbilveier og andre bilveier stenges for allmennheten med låst bom
- Fartsgrense og parkeringsforbud på veistrekning langs inntak/vannkilde
- Forbud mot stevner og militærøvelser
- Forbud mot landing av sjøfly
- Forbud mot anleggelse av flyplasser
- Forbud mot anleggelse av bilveier og parkeringsplasser
- Forbud mot transport av helseskadelige kjemikalier i nedbørfeltet

Tiltak som forhindrer trafikk med motordrevne kjøretøyer, skal blant annet eliminere muligheten for olje- og bensinforurensning av drikkevann, ettersom oljeprodukter kan smakes i mikromengder. Like viktig er det at forbudet begrenser ferdselen i nedbørfeltet.

Allment forbud mot stevner som omfatter billøp, fiskekonkurranser, militære øvelser og lignende settes i verk av samme grunn som trafikkforbudene. Idrettsarrangementer som skiløp og orienteringsløp kan vanligvis tillates dersom start og mål ligger utenfor nedbørfeltet.

I spesielle tilfeller kan det være aktuelt å forby transport av helseskadelige kjemikalier gjennom nedbørfeltet eller langs ved inntak og/eller vannkilde. Særlig gjelder dette for dårlige og sterkt trafikkerte veier. Her kan det også settes en lavere fartsgrense langs vannkilden.



Figur 3.10: Skiltning kan være ett av beskyttelsestiltakene for drikkevannskilder (Foto: Eyvind Andersen)

Rekreasjon

Rekreasjon omfatter i denne sammenhengen bading, fiske, båttrafikk og leirslagning. Se også avsnittet om trafikk. Listen nedenfor omfatter restriksjoner og tiltak som bør vurderes:

- Forbud mot ferdsel nærmere vannforekomst enn angitt minsteavstand
- Totalt fiskeforbud
- Begrenset fiskeforbud (fiske tillatt for grunneiere/rettighetshavere, et begrenset antall fiskekort tillates solgt osv.)
- Forbud mot leirslagning ved vannkilden eller i spesielle soner i nedbørfeltet
- Forbud mot organisert leirslagning i hele eller deler av nedbørfeltet
- Forbud mot campingplasser
- Totalt badeforbud i vannkilde, eventuelt også i vannforekomster i nedbørfeltet

Campingplasser og organisert leirslagning forbyes når det er fare for at slike aktiviteter vil medføre et uønsket hygienisk press på vannkilden. Restriksjoner på ferdsel og leirslagning innføres der inntaket ligger utsatt til og der de epidemiologiske forholdene er uoversiktlige. Fiskeforbud skal begrense ferdselen ved vannet.

3.5.3 Fysiske tiltak mot forurensinger

I noen tilfeller er det nødvendig å forebygge forurensning ved hjelp av fysiske tiltak. Under er noen eksempler på tiltak som kan gjennomføres for vanninntak, kilde eller nedbørfelt/infiltrasjonsområde:

- Bortledning av kloakk fra nedbørfeltet, rensing av kloakken, flytting av kloakkutslipp til et område som ikke påvirker inntaksområdet
- Sikring av veier mot utforkjøring, nedsatt fartsgrense for utsatte deler av nedbørfelt/infiltrasjonsområde.
- Sikring av oljetanker slik at innholdet i tankene kan samles opp i tett kum dersom det oppstår lekkasje
- Sperring av innfartsvei til nedbørfeltet med bom, skilting om drikkevann osv.
- Flytting av inntaket (overflatekilde)
- Tetting av brønn mot tilførsel av overflatevann og bortledning av overflatevann (grunnvannskilde)
- Etablering av «motbrønn» for å snu grunnvannsstrømmen fra visse områder som er forurenset (grunnvann)
- Etablering av skjermingssoner ned til vannet i form av naturlig vegetasjon eller beplantning for å redusere avrenning av næringssalter
- Inngjerding av vannkilden/inntaksområdet

Dersom det har skjedd et uhell og vannet eller grunnen alt er forurenset, må det iverksettes tiltak for å begrense skaden. Felles for slike mottiltak er at de er mer effektive jo raskere de settes i verk.



Figur 3.11: Sauekadaver rett ved en hyttebrønn. Er massene rundt brønnen tilstrekkelig tette til at den fortsatt har rent vann? (Foto: Jens Erik Pettersen)

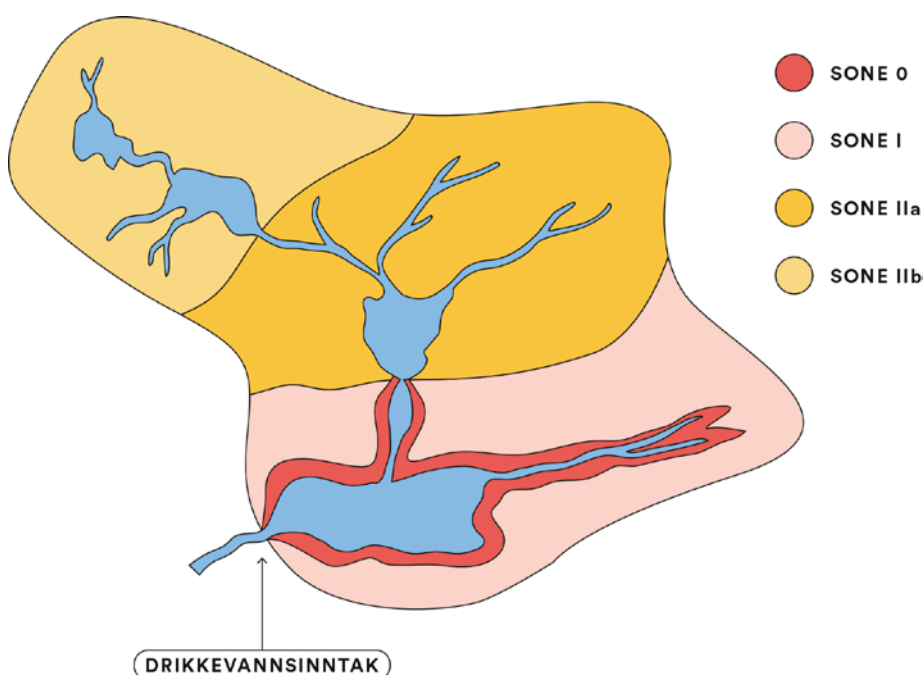
3.5.4 Beskyttelse av vannkilder ved soneinndeling

Beskyttelse av overflatevannkilder

Man beskytter en overflatekilde ved å begrense aktivitetene i nedbørfeltet og i selve vannkilden. Helst bør overflatekilden og hele det tilhørende nedbørfeltet beskyttes mot forurensning, men dette er i praksis ofte vanskelig å få til. Man kan imidlertid variere beskyttelsestiltakene i forhold til den betydningen området har for vannkvaliteten ved uttaket. Dette gjøres som oftest etter en vurdering av vannkildetypen, størrelsen på vannkilden og nedbørfeltet.

Naturgrunnlaget i nedbørfeltet spiller også en rolle for beskyttelsestiltakene. Det vil være lettere å akseptere begrenset bebyggelse eller aktivitet i et nedbørfelt som er preget av løsavsetninger og rikelig vegetasjon, enn i et nedbørfelt som er preget av bart fjell med avrenning direkte til tilløpselv eller vannkilde. For nedbørfelt av begrenset størrelse gis det ofte ett sett beskyttelsesbestemmelser for hele området. Dette gjelder spesielt ved bekker eller små elver eller innsjøer der vannet har kort oppholdstid.

For større overflatekilder er det derimot vanlig å inndele nedbørfeltet i soner. Et eksempel på soneinndeling er vist i figur 3.12. Sone I omfatter vannkilden der inntaket ligger, samt det lokale nedbørfeltet som strekker seg opp til første innsjø som ligger oppstrøms vannkilden. Sone II er delt i to undersoner, og omfatter resten av nedbørfeltet. Beskyttelsestiltakene for sone II a og b kan være mindre strenge enn for sone I. Å dele inn vannkilden og nedbørfeltet i soner på denne måten kan være hensiktsmessig og faglig forsvarlig der hvor selvrensingen i vassdraget er god. Det er vanlig å innføre særlige restriksjoner for området som ligger nærmest vannkilden (Sone 0).



Figur 3.12: Eksempel på soneinndeling av nedbørfelt til innsjø (Ill: Fete Typer)

For vannkilder med store og uoversiktlige nedbørfelt, som de store innsjøene vi har i Norge, er det ikke mulig å pålegge restriksjoner i hele nedbørfeltet. I slike tilfeller bør man sikre et visst område rundt inntaket mot forurensende eller potensielt forurensende aktivitet, samt aktiviteter som kan skade inntaket fysisk. Forurensningene fra andre deler av nedbørfeltet må søkes begrenset gjennom fylkes- og kommuneplaner, og for enkeltsaker

ved regulering etter forurensningslovens bestemmelser. Bassenger for inntak av råvann i bekker og elver må beskyttes spesielt, ettersom disse er svært sårbare for lokale forurensninger. Området rundt bassengene bør gjerdes inn for å holde uvedkommende borte.

I enkelte tilfeller vil det også være aktuelt å innføre beskyttelsestiltak i områder som grenser til nedbørfeltet til vannkilden. Et eksempel på dette er å redusere atkomsten til kilden. Særlig gjelder dette for vannkilder og inntaksbassenger som er sårbare for forurensninger. Det er vanlig å stenge veier til inntaket med bom for å hindre motorisert atkomst for allmennheten. Det finnes også eksempler på at man ikke har akseptert etableringer som hotell, kafé og annen turistvirksomhet like utenfor nedbørfelt der det er lett atkomst til drikkevannskilden, og der slike aktiviteter vil øke ferdselen i området.

Beskyttelse av grunnvannskilder

Beskyttelsestiltak for grunnvannskilder kan varieres etter hvilke konsekvenser en eventuell forurensning vil kunne få. Influensområdet kan deles inn i forskjellige beskyttelsessoner ut fra risikovurderinger. I de fleste tilfeller vil det være vanskeligere å fastsette beskyttelsessoner for brønner i fjell enn for brønner i løsmasser. Jo bedre kjennskap man har til strømningsretning og hastighet på grunnvannet, desto mer nøyaktig kan man avgrense det nødvendige beskyttelsesområdet. For mer informasjon vises det til NGUs veileder «Beskyttelse av grunnvannsanlegg» (Gaut S. 2011.).

Man har tradisjonelt vurdert at en oppholdstid for grunnvann på minst 60 døgn i mettett sone gir én hygienisk barriere mot smittestoff. Det finnes mikrober som kan overleve lenger tid i vann, men fortyningseffekter kombinert med løsmassenes filtreringsegenskaper vil også bidra til barriereeffekten. Imidlertid er denne barrieren beheftet med flere usikkerhetsfaktorer; det kan være deler av løsmassene hvor vannet strømmer raskere eller hvor filtreringsegenskapene er dårligere, og umettett sone over grunnvannsgiveren og rundt brønnen kan også ha hygieniske svakheter som bidrar til kortere oppholdstid. Barrieren som følge av oppholdstid i mettett sone bør alltid følges opp med individuell overvåkning av den aktuelle brønnen, og generelt anbefales alltid desinfeksjon av drikkevann.

Figur 3.13 viser en prinsipiell inndeling av ulike soner av influensområdet til en brønn hvor beskyttelsessonene rundt en grunnvannskilde er delt inn på følgende måte:

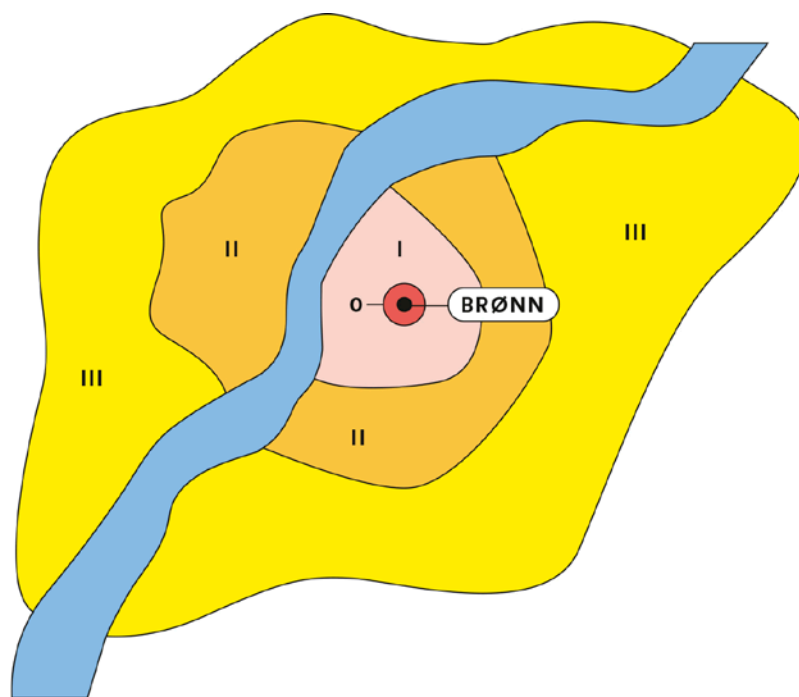
SONE 0: Område med en utstrekning på 10 til 30 meter fra brønnpunktet for å beskytte de tekniske installasjonene og selve brønnpunktet

SONE I: Område der grunnvannet drenerer til brønnen(e). Ytre grense begrenses av en beregnet oppholdstid for grunnvann i mettett sone på minst 60 døgn før det når fram til brønnen under maksimal pumpebelastning

SONE II: Område utenfor 60 døgn-sonen hvorfra grunnvannet alltid eller tidvis med sikkerhet når frem til brønnen og kan påvirke vannkvaliteten

SONE III: Sikringsone som omfatter:

- eventuelle arealer som kanskje kan være en del av influensområdet
- lokale overflatenedbørfelt utenfor sone II hvor framtidig utbygging kan tenkes å påvirke forurensningssituasjonen i sone I og II
- øvrige arealer hvor ulike aktiviteter kan tenkes å påvirke forurensningssituasjonen i sone I og II



ELV

Figur 3.13: Eksempel på soneinndeling ved grunnvannsbrønn som delvis infiltreres av elvevann (strandinfiltrasjon). Elva utgjør ingen fullstendig hydrologisk barriere, så infiltrasjon skjer også fra motsatt side av elva. (III: Fete Typer).

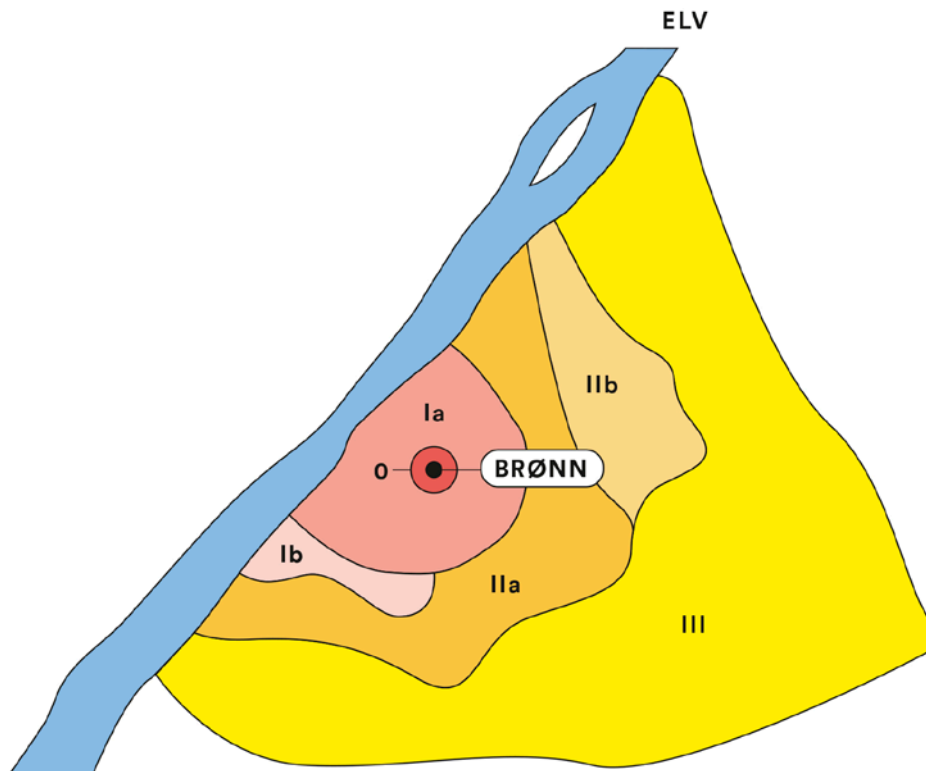
For brønner som infiltrerer vann fra en overflatevannkilde, det være seg innsjø, elv eller bekk, vil det normalt ikke være aktuelt å beskytte nedbørfeltet til overflatevannkilden. Det vil derimot være nødvendig å vurdere infiltrasjonsforholdene i lys av overflatevannkildens kvalitet og forurensningspotensial. Generelt vil akutte forurensninger i en elv vil påvirke grunnvannsgiveren i liten grad.

Det kan også tenkes at influensområdet til en brønn er avskåret av en elv. Et eksempel på soneinndeling ved en grunnvannsbrønn som delvis infiltreres av elvevann, kalt strandinfiltrasjon, er vist i figur 3.14.

Det kan være forsvarlig å dele hovedsonene i undersoner dersom mektigheten og arten av umettet sone, det vil si den delen av grunnen som ligger over grunnvannsspeilet, tilsier det. På den måten kan man legge til rette for en sterkere differensiering av restriksjonene. En forutsetning må være at det ikke tas ut masser som kan påvirke den positive effekten av den umettede sonen, eller at den umettede sonen punkteres med rør eller liknende.

Det nærmeste området rundt brønnen, angitt som sone 0, reserveres for aktiviteter som er nødvendig for vannverkets drift, tilsåes og inngjerdes i den hensikt å holde uvedkommende vekk fra området.

For sone I vil det være nødvendig å beskytte grunnvannet mot kjemikalier som kan påvirke lukt, smak eller utseende på vannet, som kan være helseskadelige, eller som kan forårsake utløsning av for eksempel jern og/eller mangan fra grunnen. I tillegg må grunnvannet sikres mot sykdomsfremkallende bakterier og virus som kan overleve transporten fram til brønnpunktet. Infiltrasjon i grunnen er avhengig av dennes beskaffenhet. Jo flere finpartikler i jorden, desto bedre infiltrasjon og desto mindre tilførsel til grunnvannet. Der grunnvannsbrønner er lokalisert i grovere løsmasser, vil stoffer fra overflaten lettere kunne transporteres ned til grunnvannet.



Figur 3.14: Eksempel på soneinndeling ved grunnvannsbrønn som infiltreres av elvevann (strandinfiltrasjon). Elva utgjør en hydrologisk barriere. (III: Fete Typer).

Utvasking av næringsstoffer fra grunnen er mindre i områder med permanent gressdekke, sammenlignet med områder der en dyrker åkervekster. Derfor vil det vanligvis være en fordel å ha permanent gressdekke i sone I. Tilførsler til grunnvannet bør passere gjennom minst tre meter umettet sone. Dette bør sikres ved at det ikke tillates bakkeplanering eller uttak av løsmasser ned til mindre enn tre meter over høyeste grunnvannsnivå.

Generelt bør følgende restriksjoner gjelde i sone I:

- Punktutslipp og infiltrasjonsanlegg skal ikke tillates
- Ny bebyggelse bør bare tillates unntaksvis og da med spesielle toaettløsninger som ikke kan gi forurensning av grunnen. Det bør forutsettes at det kan opprettholdes minst 3 meter umettet sone mellom husets såle og grunnvannsspeilet. Det bør være minst 3 meter umettet sone under ledningsanleggene, og grøftene må ha fall ut av sonen.
- Lagring av olje, oljeprodukter og andre stoffer som ved eventuell lekkasje kan forurense grunnvannet, må begrenses til helt nødvendig lagring innen sonen. Normalt bør kun det som er nødvendig for vannverkets drift tillates. Det må etableres nødvendige sikringstiltak.
- Deponeringsplasser for avfall, slam og liknende bør ikke tillates. Normalt heller ikke avløpsledninger.
- Jordbruksdrift bør være så liten som mulig. Faren for forurensning av grunnvannet vil stå i forhold til omfanget av driften. Plantevernmidler som ikke blir lagret på foreskrevet måte, eller plantevernutstyr som blir rengjort i strid med gitte bruksanvisninger, kan også medføre risiko for forurensning av grunnvann.

- Bruken av kunstgjødning bør normalt avgrenses til optimalt nivå. Gjødning utover dette kan medføre at næringsstoffer trenger ned til grunnvannet og øker nitratinnholdet. Husdyrgjødning bør så vidt mulig unngås.
- Kloakkslam bør ikke tillates brukt.
- Bruk av plantevernmidler kan bare skje etter tillatelse fra drikkevannsmyndighet, og etter uttalelse fra helsemyndighet.
- Skogbruksdrift kan normalt skje innenfor de begrensninger som ellers er beskrevet for sone I. Drivstofflager og fylling av drivstoff til skogbruket tillates normalt ikke. Barking i større omfang bør ikke tillates.
- Leirplasser, stevneplasser og lignende bør normalt ikke tillates. Unntak kan gjøres hvor plassen helt eller delvis kan dreneres ut av sonen.
- Ved vurdering av om veier kan tillates i sone I, bør det legges vekt på sannsynligheten for at det vil bli transportert gods langs vegen som ved en ulykke kan forurense grunnvannet. I tillegg bør muligheten for oppsamling av stoffer som kan lekke ut ved slike ulykker vurderes. Generelt sett vil hovedveier og veier hvor det transporteres mye betenkelige kjemikalier måtte legges utenfor sone I.

For sone II bør det gjelde tilsvarende bestemmelser for etableringer og aktiviteter som for sone I. Begrensningene for sone II vil imidlertid være mindre omfattende, fordi en eventuell forurensning i denne sonen må transporteres lengre gjennom grunnen før den når brønnen(e). Naturlige ytre forhold reduserer betydningen av en forurensning fordi lengre transportvei for vannet bidrar til økt inaktivering av mikrober og nedbrytning av kjemikalier. Lengre transportvei for vannet gir også fortykning i større vannmengder og tilbakeholdelse ved adsorpsjon til partikler i grunnen.

Generelt bør følgende restriksjoner gjelde i sone II:

- Det bør legges begrensninger på muligheten for å *bebygge områder* i sone II. En plan for eventuell utbygging bør fastsettes som del av beskyttelsesbestemmelsene.
- Det må ikke tillates *infiltrasjon i grunnen* av helseskadelige stoffer med lang nedbrytningstid eller stoffer som ikke nedbrytes. Infiltrasjon av andre stoffer som kan påvirke vannkvaliteten, begrenses i størst mulig grad. Alt avløpsvann bør føres ut av sonen og alle avløpsledninger trykkprøves og tettes ved eventuell lekkasje. I mange tilfelle bør avløpsnettene vurderes forsterket eller erstattet med tette, trykkprøvde ledninger. Alle nye avløpsledninger bør legges i størst mulig avstand fra brønnpunktet.
- *Lagring av olje, oljeprodukter og andre stoffer* kan tillates i små mengder. For å begrense virkningen av eventuelle uhell/ulykker, bør størrelsen på lagringstankene begrenses, samtidig som det foreskrives tiltak for å hindre at et tankhavari eller lekkasje fra tank vil forurense grunnen.
- For *deponeringsplasser* bør samme bestemmelser som for sone I gjelde.
- For *landbruksvirksomhet* bør de samme hensyn som for sone I vurderes, men bestemmelsene kan være mindre omfattende.
- *Nye veier* bør bare tillates under forutsetning av at det gjennomføres nødvendige beskyttelsestiltak.
- Større campingplasser bør ikke tillates.

Sone III er ment å være en sikringszone. En bør legge vekt på å begrense etableringer og aktiviteter som kan føre til økt belastning i sone I og II, eller som kan forurense grunn-

vannet. Eksempler er større infiltrasjonsanlegg, større deponier for avfall, slam og lignende, større lagre av olje, oljeprodukter og kjemikalier, forurensende industrivirksomhet og bymessig bebyggelse.

3.6 Referanser

Bergstedt O, m.fl. 2013. Handbok- hur man arbetar för att minska samhällets sårbarhet för vattenburen virusmitte trots förändrat klima. VISK- virus i vatten- skandinavisk kunnskapsbank.

Folkehelseinstituttet 2004. *Vannforsyningens ABC.*

Folkehelseinstituttet 2014. *Drikkevann i spredt bebyggelse og på hytta.*

Gaut S. 2011. Beskyttelse av grunnvannsanlegg – En veileder. Norges geologiske undersøkelse.

Hem LJ. m.fl. 2008. Vannkilden som hygienisk barriere», Rapport B10. Norsk Vann

Myrstad L. m.fl. 2015. Landsrapport fra vannverksregisteret, Folkehelseinstituttet.

Norges Geologiske Undersøkelse (NGU) 2016. Grunnvann i Norge. www.grunnvanninorge.no

Thorsen, T. 2000. "Fundamentale studier av membranfiltrering av humusvann". I

«Drikkevannsforskning mot år 2000» Kursdagene ved NTNU, Trondheim, 5.-7. januar, 2000

Utkilen H. m.fl. 2010: Cyanobakterier (blågrønnalger) oppblomstring og toksinproduksjon. Rapport 2010: 4. Nasjonalt folkehelseinstitutt.

Vennerød, K. (red.), 1984. Vassdragsundersøkelser. En metodebok i limnologi. Norsk Limnologforening, Universitetsforlaget.

4. Vannbehandling

4.1 Vannbehandling skal sikre trygt og godt drikkevann til enhver tid

Med vannbehandling menes tilsiktede prosesser som endrer vannets fysiske, kjemiske eller mikrobielle sammensetning. Målet med behandlingen er å sikre at vannet er hygienisk betryggende, klart og uten framtrødende lukt, smak eller farge. Det skal ikke inneholde fysiske, kjemiske eller biologiske komponenter som kan medføre fare for helseskade i vanlig bruk.

Man forventer at klimaendringer vil påvirke vannkvaliteten og derigjennom få konsekvenser for valg og dimensjonering av behandlingsprosesser. Mer nedbør og oftere flom er noe av det man må planlegge for. Det må sikres at behandlingsanlegg og driftsrutiner er tilstrekkelige til å takle endringer i vannkvaliteten, slik at man til enhver tid kan opprettholde en god hygienisk kvalitet på drikkevannet.

Dette kapittelet gir en oversikt over de vanligste vannbehandlingsmetodene med hovedvekt på prosesser som bidrar til å sørge for et *hygienisk betryggende* vann. Slike prosesser kalles ofte hygieniske barrierer. I tillegg til å være helsemessig trygt, skal vannet også være bruksmessig akseptabelt, det vil si klart, og uten framtrødende lukt, smak eller farge. Avvikende lukt, smak eller farge kan også indikere at vannet er forurenset av andre komponenter som kan være betenkelige. Vi gir derfor også en kort beskrivelse av bruksmessige problemer og aktuelle behandlingstiltak. For en mer utfyllende beskrivelser, viser vi til faglitteratur på området, blant annet «Vann- og avløpsteknikk» (Ødegaard H. m.fl. 2012), samt til Ødegaard H. m.fl. 2015.

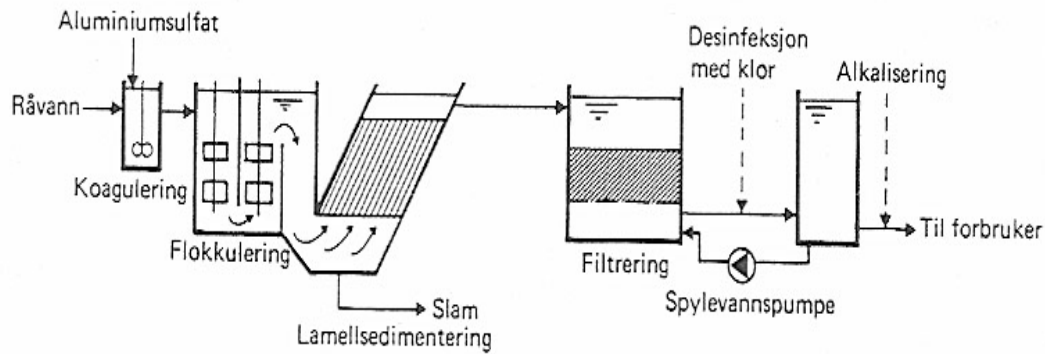
Det er viktig å sikre at bruk av kjemikalier i vannbehandlingen skjer uten at drikkevannet tilføres komponenter som medfører fare for helseskade. Mattilsynet står for godkjenning av kjemikalier, se liste over godkjente vannbehandlingsprodukter på Mattilsynets sider.

4.2 Vanlige prosesser i norsk vannbehandling - Eksempelanlegg

Et vannbehandlingsanlegg blir satt sammen av de prosessene som er nødvendig for den aktuelle vannkilde og den råvannskvalitet man har med å gjøre.

Tabell 4.1: Eksempler på behandlingsprosesser ved ulike vannkvalitetsproblemer

Kvalitetsproblem	Behandlingsprosess	Kvalitetsproblem	Behandlingsprosess
Mikrober (smittestoff)	Desinfeksjon Membranfiltrering Koagulering	Jern/mangan	Oksidasjon + filtrering Koagulering
Humusstoffer, naturlig organisk stoff (NOS)	Koagulering Membranfiltrering Ionebytte Ozonering/biofiltrering	Radon, hydrogensulfid, andre gasser	Lufting
Partikler	Koagulering Membranfiltrering Filtrering	Hardhet	Ionebytte Koagulering
Korrosivitet	Kjemikalietilsetning CO ₂ -avdrivning	Fluorid, uran	Adsorpsjon
Lukt/smak	Adsorpsjon Lufting Oksidering	Nitrogenforbindelser	Adsorpsjon Biologisk reduksjon
Organiske mikroforurensninger	Adsorpsjon		



Figur 4.1: Eksempel på såkalt "fullrensing" av humusholdig vann. Både sedimenterings- og filtreringsprosessen kan utføres på mange ulike måter

Behandlingsprosessene må tilpasses det enkelte vannforsyningssystem, og dette krever grundige forundersøkelser. Vannkvaliteten i råvannskilden må i de fleste tilfeller følges med prøvetaking og analyse i minst ett år. Forventet forbruk av drikkevann må estimeres, og behandlingen må dimensjoneres for å takle både dårligste aktuelle vannkvalitet og maksimalt vannforbruk. Behandlingsprosessene må tilpasses råvannskvalitet, forholdene i tilsigsområdet, materialene i og utformingen av transportsystemet, samt forventede fremtidige endringer.

Ved en kombinasjon av vannbehandling og beskyttelse av vannkilden(e) skal det alltid finnes tilstrekkelige hygieniske barrierer mot fysiske, kjemiske og mikrobielle forurensninger, jf. avsnitt om hygieniske barrierer i første kapittel. Det krever god faglig innsikt å vurdere alle de forhold som inngår i barrierevurderingen, og sørge for at behandlingen ivaretar rensekraft, kapasitetshensyn og driftsstabilitet. Det er en fordel å velge gode vannkilder som kan beskyttes på en tilfredsstillende måte, for på den måten å oppnå barrierevirkning gjennom kildebeskyttelse. God kildebeskyttelse reduserer også behovet for vannbehandling. Prosessene i behandlingsanlegget bør velges slik at de virker godt sammen, og det bør fortrinnsvis velges metoder som er egnet til å håndtere flere aktuelle kvalitetsproblemer samtidig.

Norske vannverk henter oftest råvann fra overflatevannkilder. Derfor finnes det som regel et visst innhold av naturlig organisk stoff (NOS/humus) som kan gi uønsket farge på råvannet, og vannet kan i tillegg inneholde partikler. Både farge og partikler er uønsket i vannforsyningen, og dersom råvannet overskrider drikkevannsverdiens grense for fargetall (20 mg Pt/l), må vannverket fjerne farge. I tillegg må man regne med at overflatevann kan være forurenset av mikrober, og vannet skal derfor alltid desinfiseres før det kommer fram til forbrukeren. Overflatevann i Norge er ofte surt og virker tærende på tekniske installasjoner, og stadig flere vannverk behandler vannet for å forebygge korrosjon på ledningsnett og husholdningsinstallasjoner.

Figur 4.1 viser oppbygningen av et vannbehandlingsanlegg med relativt omfattende behandling. Koagulering og filtrering, og eventuelt også sedimentering eller flotasjon, er avanserte renseprosesser som i stor grad fjerner både partikulært materiale og løste organiske forbindelser. Vannverk som har denne form for behandling, med sedimentering eller flotasjon, har gjerne blitt kalt for "fullrensingsanlegg", mens slike anlegg uten sedimentering/flotasjon blir kalt "direktefiltreringsanlegg" eller "kontaktfiltreringsanlegg". Koagulering og filtrering er tiltak som først og fremst skal fjerne små partikler og farge fra

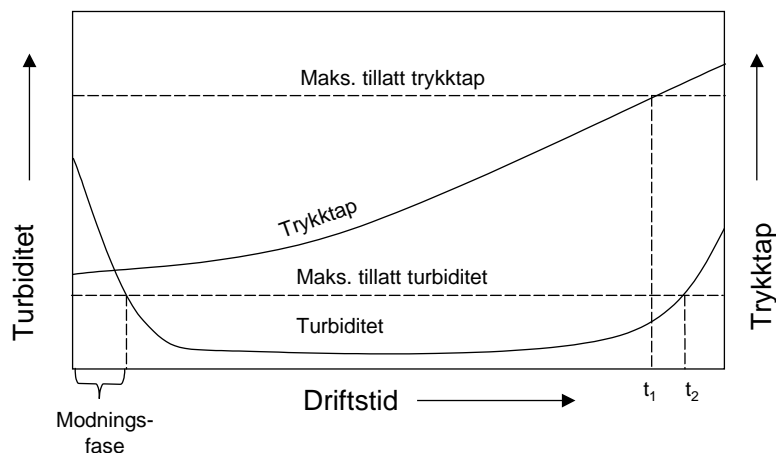
vannet, men behandlingen vil også redusere mengden smittestoff, fordi mikrober fjernes sammen med partiklene de er knyttet til.

I de neste avsnittene beskrives behandlingstrinnene i et fullrenseanlegg nærmere for å gi en oversikt over viktige hovedkomponenter i norsk vannbehandling. De fleste vannverk har forbehandling og desinfeksjon, og mange har også ulike former for korrosjonskontroll. Selv om bare 180 av ca 1500 registrerte vannverk anvender koagulering og filtrering, forsyner disse drøyt 2 millioner av Norges befolkning.

4.2.1 Forbehandling

Siling og hurtigfiltrering er to metoder som fjerner større partikler som kan påvirke den bruksmessige kvaliteten på vannet eller som kan skape driftsmessige problemer i videre behandlingstrinn. De fjerner imidlertid bare relativt grove partikler, og er derfor kun egnet til forbehandling av vannet, og er ikke prosesser som endrer vannets karakter, eller som fungerer som en hygienisk barriere. Det skilles mellom grovsil, finsil og mikrosil, avhengig av maskeåpning/lysåpning, men grensene vil være flytende. For eksempel skal grovsiler og finsiler stoppe fisk, gress, barnåler og lignende, mens mikrosiler skal fjerne blant annet smådyr, alger og planterester. Både grovsil og finsil (0,1-0,4 mm lysåpning) anbefales for de fleste vannverk.

Hurtigfiltrering er en prosess som anvendes for å fjerne partikulært materiale og utfelt slam, og som gir en større forbedring av vannets fysiske og kjemiske kvalitet enn bare siling. Filteret består av en "seng" fylt opp med granulært materiale eller medium, og partikler i vannet holdes tilbake i mediet når vannet passerer gjennom filteret. Etter hvert som partikulært materiale fanges opp av filteret vil trykktapet over filteret øke. De filtre som ikke er av kontinuerlig spylende type, og det gjelder de fleste filtertyper, må derfor spyles. Etter en spyleprosess er det vanlig at det filtrerte vannet en kort stund går til avløp (modningsfase) før filteret settes tilbake til normal driftsmodus (figur 4.2).



Figur 4.2: Hurtigfiltrering - typisk utvikling av turbiditet i utløp fra og trykktap over filteret i løpet av en driftssyklus

Partikler (slam) fjernes fra filterkornene under tilbakespylingen hovedsakelig på grunn av vannets store hastighet (løsring) og filterkornenes innbyrdes bevegelse. Vannhastigheten må være så stor at filtermassen løftes delvis opp (ekspanderer) og filterkornene gnis mot hverandre. Men vannhastigheten må ikke være så stor at filtermassen spyles vekk. En tilbakespylingshastighet som gir omtrent 30 % ekspansjon (utvidelse) av massen i filter-sengen skal gi en optimal "skureffekt" mellom filterkornene.

4.2.2 Koagulering og flokkulering

Ved koagulering tilsetter man kjemikalier til vannet for at ørsmå partikler, humus og andre stoffer skal gå sammen til større partikler (koagulere). Denne prosessen er pH- og temperatur-avhengig. Deretter blir partiklene fjernet i et filter, eventuelt etter først å ha passert et basseng der mange av partiklene synker til bunns, eller tvinges til å flyte opp ved hjelp av luftbobler, se avsnitt om sedimentering/flotasjon.

Kolloider er partikler som er så små at de verken kan sees uten mikroskop eller holdes tilbake i et vanlig filter. Overflaten er vanligvis negativt elektrisk ladet, og partikler med samme overflateladning vil ikke klumpe seg sammen til større agglomerater. Ved å tilsette vannet egnede kjemikalier, koagulanter med positiv overflateladning, blir det mulig for kolloidene å koagulere og danne større partikler. Vanlige koaguleringskjemikalier, også kalt fellingkjemikalier, er aluminiumsulfat/-klorid og jernsulfat/-klorid. Kjemikaliene reagerer svært raskt, så hurtig og god innblanding er viktig.

Partiklene som dannes ved koaguleringen, er imidlertid fortsatt små og vanskelige å separere fra vannet, men ved å foreta en varsom omrøring i vannmassene vil de utfelte partiklene bli satt i bevegelse, kolliderer med hverandre, bake seg sammen og gradvis bygges opp til større fnokker (aggregater av enkeltpartikler). Fnokkene blir etter hvert så store at de kan fjernes fra vannet. Denne fnokkoppbyggingsprosessen kalles flokkulering (figur 4.3). For å øke hastigheten på dannelse av fnokker og for å gjøre fnokkene større og sterkere, kan man tilsette et flokkuleringsmiddel (hjelpokoagulant).

4.2.3 Sedimentering og flotasjon

Fnokker som er blitt til gjennom koagulering og flokkulering kan fjernes fra vannet ved hjelp av sedimentering eller flotasjon.

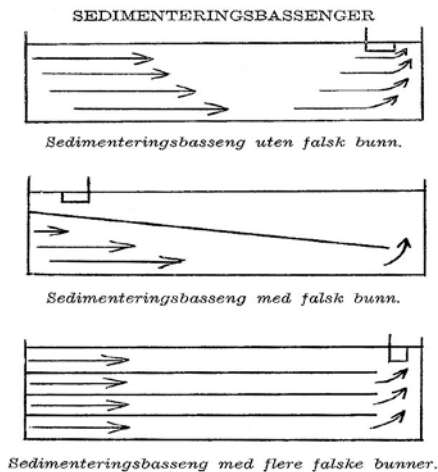
I et sedimenteringsbasseng ledes vannet med fnokkene inn i den ene enden av bassenget. Deretter strømmer vannet gjennom bassenget hvor fnokker bunnfeller og siden fjernes, og det klare vannet renner ut av bassenget i den andre enden (figur 4.4). Jo tynnere vannsjiktet er i sedimenteringsbassenget, desto fortere når fnokkene bunnen. En del sedimenteringsbassenger har derfor falske bunner som ligger lagvis fordelt nedover i bassenget, noe som gir utgangspunkt for lamellsedimenteringsløsninger. Med lameller stilt på skrå, kan man bygge både oppstrøms, nedstrøms og tverrstrøms lamellsedimenteringsenheter.

Flotasjon er et alternativ til sedimentering. I et flotasjonsbasseng pumper man vann som er overmettet med luft inn i vannstrømmen i bunnen av bassenget, noe som gjør at luftbobler blir frigitt. Luftboblene fester seg til fnokkene og driver dem opp til overflaten av vannet, der slammet blir fjernet med slamskraper(r) som går over hele bassenget (figur 4.5).

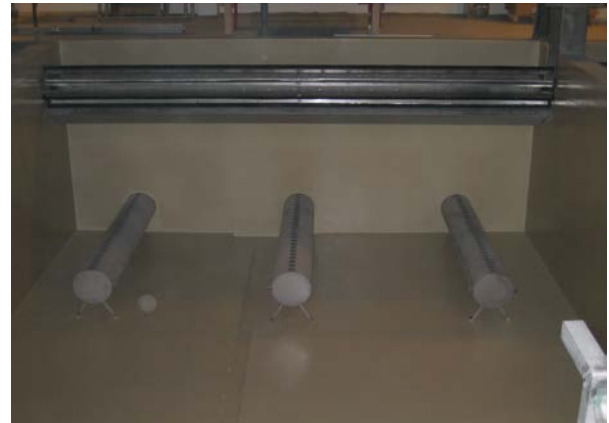
Det vil sjelden være mulig å fjerne alle fnokker fra vannet ved sedimentering eller flotasjon. Det kan for eksempel være kolloider eller partikler i vannet som ikke har fnokket seg i tilstrekkelig grad til å kunne sedimentere/flotere, eller fnokker som har gått i stykker under prosessen. Etter sedimenterings-/flotasjonsbassenger er det derfor nødvendig å bruke filter.



Figur 4.3: Flokkuleringskammer (Foto: Jens Erik Pettersen)



Figur 4.4: Eksempler på ulike typer sedimenteringsbassenger

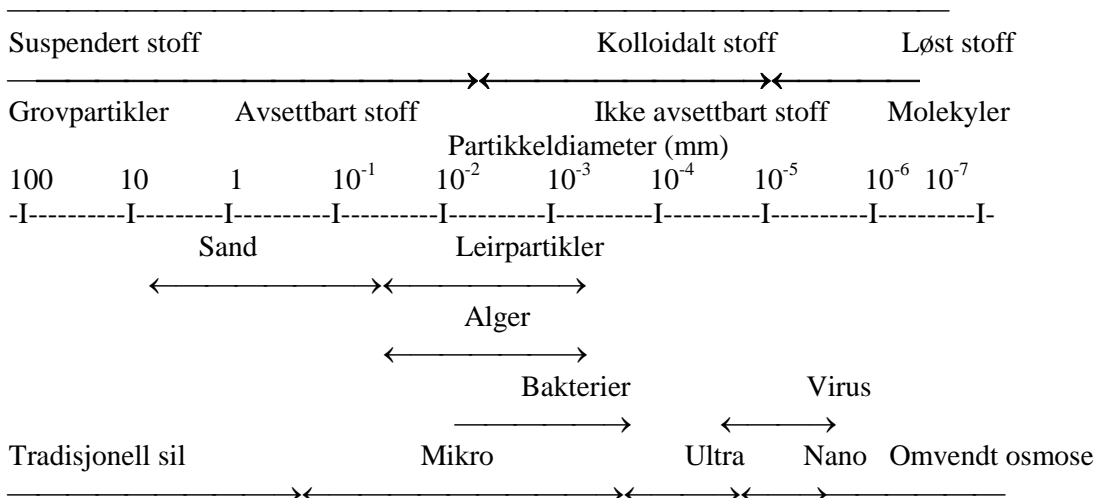


Figur 4.5: Flotasjonskammer hvor luftbobler tilføres nedenfra og løfter fnokker til toppen, hvor de fjernes (Foto: Jens Erik Pettersen)

4.2.4 Filtrering

Filtrering er en prosess som fjerner partikulært materiale og utfelt slam, og som gir større forbedring av vannets fysiske-kjemiske kvalitet enn siling alene. Filtrering kan være en del av forbehandlingen av vannet, men som oftest utføres filtrering etter koagulering og flokkulering. Filtre kan utformes på mange måter. De kan utformes som åpne eller lukkede (trykk-)filtre, oppstrøms- eller nedstrømsfiltre, én- eller flermediafiltre og kontinuerlige eller diskontinuerlige filtre.

Filteret består av en «seng» fylt opp med granulært materiale eller medium. Partikler i vannet holdes tilbake i mediet når vannet passerer gjennom filteret. De partikulære forurenningene trenger inn i filtermediet eller -mediene, og blir holdt tilbake av mekaniske, elektrostatiske og van der Waalske krefter. Et nedstrøms tremediafilter har et øvre lag med antrasitt, deretter et lag med sand, og nederst grov marmorgrus. Partikkelavskillingen foregår i antrasitt- og sandsjiktene. Den alkaliske filtermassen ligger nederst i filteret for å tilføre kalsium og karbonat til vannet.



Figur 4.6: Grov skissering av partikkelstørrelser og -typer, og hvilke filtertyper som kan holde tilbake de aktuelle partikler. Vi presiserer at grensene mellom de ulike partikkelkategoriene er flytende.

Det er ønskelig med en filterseng der partiklene avsettes jevnest mulig over hele filtersengens dybde for dermed å minimalisere trykktap og maksimere filtersykluslengden, og kornstørrelsen bør avta i vannets strømningsretning. Dette ønsket kan enkelt oppfylles i oppstrømsfilter, der spyleprosessen bevirker at det skjer en lagdeling i filtersengen med de minste kornene på toppen og en gradvis økning av kornstørrelsen ned mot filterbunnen. Dette skyldes at de største kornene sedimenterer raskest. I nedstrømssystemer må ønsket om en korngradering fra grov til fin ovenfra og nedover i filtersengen oppfylles ved bruk av to eller flere filtermedier med ulik spesifikk vekt. Grovere antrasittkorn kan dermed ligge over mindre sandkorn, fordi antrasittkorn med størrelse 1mm og spesifikk vekt 1,4 kg/l sedimenterer betydelig langsommere enn sandkorn med størrelse 0,5 mm og spesifikk vekt 2,6 kg/l.

Frafiltrert materiale blir hele tiden utsatt for skjærkrefter av vannet som passerer forbi. Etter hvert som filteret fylles opp av mer og mer adsorbent materiale, blir vannhastigheten gjennom de fortsatt åpne porene større og større (fordi porene blir trangere og trangere), og skjærkreftene øker. Samtidig vil en tykkere film av adsorbent materiale lettere kunne løsnes enn en tynn film. Resultatet blir at mengden løst materiale etter hvert overskrider den mengden som fester seg, og man får det som kalles gjennombrudd.



Figur 4.7: Filtreringsanlegg (Foto: Jens Erik Pettersen)

4.2.5 Desinfeksjon/Fjerning av smittestoff

Alle vannverk må ha et behandlingstrinn for å fjerne eller inaktivere sykdomsfremkallende mikrober. Det eneste unntaket kan være godt beskyttede grunnvannskilder. Desinfeksjonen kan være klorering, UV-bestråling eller ozonering, og vil skje etter eventuell partikkelfjerning. I tillegg kan fysiske metoder som koagulering/filtrering eller membranfiltrering også ha effekt overfor smittestoff. UV-bestråling har lenge vært den vanligste formen for desinfeksjon ved små, norske vannverk, men nå går også stadig flere av de større vannverkene over til UV-bestråling, da UV også er egnet mot *Giardia* og *Cryptosporidium* (samt bakteriesporer ved høye nok UV-doser). I 2010 overtok UV for klor som vanligste desinfeksjonsmetode også målt som antall forsynte personer.

Tabell 4.2: En kortfattet oversikt over hvor egnet de ulike behandlingsmetodene er som hygieniske barrierer mot ulike typer mikrober. Detaljert omtale av metodene, inkludert begrunnelser for egnethetsvurdering, finnes senere i dette kapittelet.

Behandlingsmetode	Virus	Bakterier	Parasitter	Bakteriesporer
Klorering	God	God	Uegnet	Uegnet
UV-bestråling	God	God	God	God*
Ozonering	God	God	Usikker**	Usikker**
Membranfiltrering	God (10 nm)	God (100 nm)	God (1000 nm)	God (100 nm)
Koagulering/filtrering	Usikker***	Usikker***	Usikker***	Usikker***

* Gjelder biodosimetrisk testede UV-anlegg, jf. Folkehelseinstituttets liste over anlegg som gir UV-dose på 40 mJ/cm².

** Restozonet i vannet må være 5 mg/l etter 10 minutters kontakttid. Dårligere effekt ved lave temperaturer.

*** Må kombineres med kildesikringstiltak og driftsoptimalisering, og må etterfølges av desinfeksjon som 2. hygieniske barriere

4.2.6 Korrosjonskontroll

Norsk vann er fra naturens side ofte surt og aggressivt mot materialer i vannledninger og installasjoner. Dette kan føre til at metaller som er helsemessig betenkelige blir tilført vannet. Kobber, sink, bly og kadmium (sjelden) løses ut fra rørmaterialer og loddemetaller i husinstallasjoner, mens jern og komponenter fra sement kommer fra vannledninger og bassenger. Korrosivt vann påvirker også vannledningenes mekaniske styrke, og vil føre til redusert levetid for ledninger, ventiler, blandebatterier og lignende. Lekkasje i ledningsnett øker risikoen for innsug av forurenset grøftevann. Vannverk kan også få problemer med driften når korrosjonsprodukter reduserer vannføringen i ledningene. Korrosivt vann kan også føre til slamførende vann i perioder. Vanlige metoder for å motvirke korrosjon i ledningsnett omtales senere i dette kapitlet.

4.3 Vannbehandling som hygienisk barriere mot smittestoffer

Hygieniske barrierer skal sikre at drikkevannet ikke inneholder smittestoffer som parasitter, bakterier og virus i så store mengder at de kan medføre helseisiko. Det er flere vannbehandlingsprosesser som kan bidra til dette. Det skilles i hovedsak mellom desinfeksjon, som inaktiverer mikrober, og fysiske prosesser som koagulering/filtrering og membranfiltrering, som holder tilbake og fjerner de uønskede organismene fra vannet. Filtreringsmetodene benyttes vanligvis der det er behov for å fjerne humus (farge) og/eller partikulært materiale, og kombineres som regel med klorering eller UV-bestråling. Denne kombinasjonen vil til sammen kunne utgjøre to hygieniske barrierer mot smittestoff i vannbehandlingen.

I vannbehandlingssammenheng omtales ofte graden av reduksjon av smittestoffer som «log-reduksjon», det vil si reduksjon i en logaritmisk skala. Sammenhengen mellom log-reduksjon og prosentvis reduksjon er vist i tabellen under:

Tabell 4.3: Sammenheng mellom \log_{10} -reduksjon og prosentvis reduksjon

Prosentvis reduksjon	99,99 %	99,9 %	99,7 %	99 %	97 %	90 %	70 %
Log-reduksjon	4-log	3-log	2,5-log	2-log	1,5-log	1-log	0,5-log

De ulike desinfeksjonsprosessene befinner seg som oftest i området 2- eller 3-log, avhengig av hva som er fysisk mulig og hvilke krav myndighetene setter.

4.3.1 Klorering

De vanligste klorproduktene som blir brukt til vannbehandling er klograss (Cl_2), natriumhypokloritt (NaOCl) og kalsiumhypokloritt (Ca(OCl)_2). Når man snakker om klorkonsentrasjon i vann, menes alltid den mengde oppløst ren klograss (Cl_2) per liter vann som hadde gitt samme konsentrasjonen av aktivt stoff i vannet. Mengden desinfeksjonsmiddel som skal doseres vil være avhengig av type klor. Felles for disse er at de danner den samme aktive klorforbindelsen i vann – underklorsyring (HOCl).

Klograss er giftig, og det stilles strenge krav til slike anlegg. Ved bruk av natriumhypokloritt er det viktig å huske at løsningen ikke er stabil, men nedbrytes under påvirkning av lys og temperatur. Natriumhypokloritt bør derfor normalt ikke lagres lenger enn 3 måneder etter produksjon og uansett lagres mørkt og kjølig. Under uheldige omstendigheter kan klortapet bli 1 g per liter per dag (fersk natriumhypokloritt har klorinnhold tilsvarende ca 150 gram klor). Kalsiumhypokloritt leveres i pulverform som er lagringsstabil og inneholder 60-70% klor. Kløren løses raskt opp når pulveret blandes med vann, men pulveret inneholder også tungt løselige kalsiumforbindelser som må bunnfelle 5-10 minutter før

kloren brukes. Tørr kalsiumhypokloritt i kontakt med tørre kluter eller oljeholdige filler kan forårsake selvantennelse, og i kontakt med sterke syrer kan klorgass utvikles.

Virkemåte og effekt mot smittestoff i vann

Bakterier har cellevegg/cellemembran som omgir og beskytter celle- og arvematerialet inne i cellen. Klor er et kraftig oksidasjonsmiddel som angriper celleveggen og -membranen, og oksiderer disse slik at de ødelegges. Deretter trenger klor inn i cellen og ødelegger celle- og arvematerialet. Når klorgass tilføres vann dannes underklorsyrning, som er en svak syre som dels vil foreligge i dissosiert form som hypoklorittion, dels udisosiert som underklorsyrning.



Underklorsyrning Hydroniumion Hypoklorittion

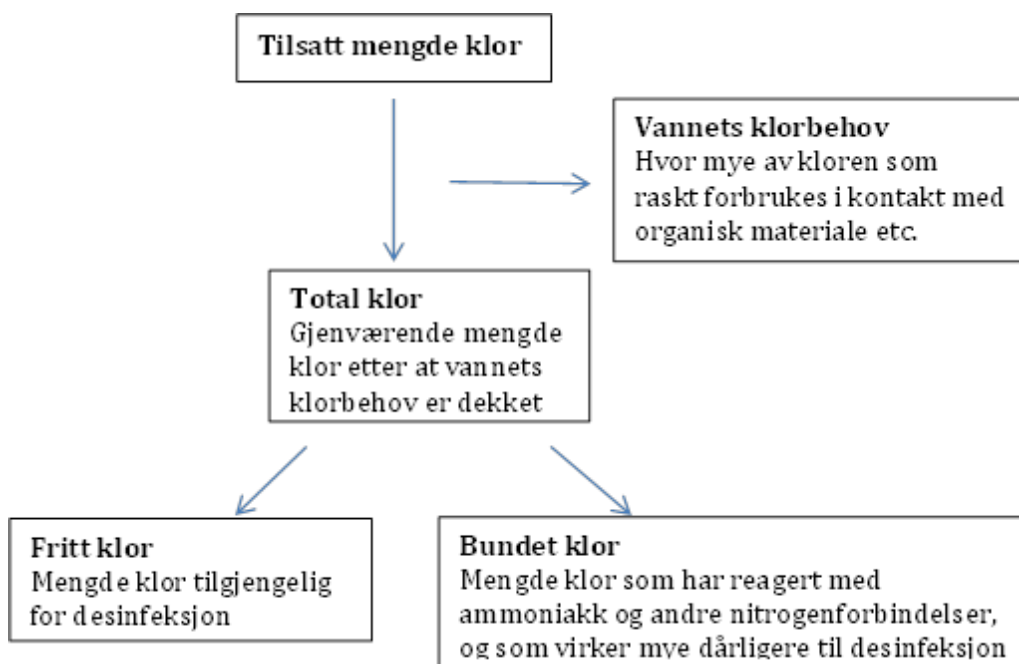
Dette er en likevektsreaksjon som kan gå både mot høyre og mot venstre, avhengig av pH-verdi. Ved pH lavere enn 6 vil nesten alt foreligge som underklorsyrning, og ved pH over 9 nesten alt som hypoklorittion. Da underklorsyrning lettere trenger gjennom cellemembraner, har den sterkest bakteriedrepende effekt. Klorering bør derfor forsøkes gjort før en eventuell pH-økning i forbindelse med korrosjonskontroll.

Hvor stor den desinfiserende effekten er, avhenger av klorkonsentrasjon og kontakttid. Ideelt sett gir produktet av disse to faktorene en tilnærmet konstant effekt, det vil si at dersom klorkonsentrasjonen dobles, kan kontakttiden halveres (dette er også kalt Ct-verdi, hvor C = konsentrasjonen av desinfeksjonsmidlet og t = kontakttiden). Noen mikrober tåler likevel klor bedre enn andre, og for lav konsentrasjon av klor har ingen effekt, uansett hvor lang kontakttiden er. Det optimale er å finne en klordose som er tilstrekkelig for en sikker bakteriedød, men som samtidig er såpass lav at vannet ikke smaker eller lukter klor. Man anslår at en restklormengde på 0,05 mg/l og kontakttid på 30 minutter må til for å få tilnærmet fullstendig bakteriedød i drikkevannet.

Klor er et effektivt desinfeksjonsmiddel mot de aller fleste bakterier og virus som kan gi sykdom hos mennesker, men har liten eller ingen effekt på sporer av bakterier som for eksempel *Clostridium perfringens*. Videre er det noen typer protozoer som ikke drepes ved vanlig klorering, for eksempel *Giardia intestinalis* og *Cryptosporidium parvum*, fordi disse danner cyster/oocyster som er svært resistente mot klor. At enkelte mikrober er resistente mot klor, betyr ikke at det er umulig å inaktivere dem ved klorering. Dosen må imidlertid være så høy at desinfeksjon med klor ikke er mulig av smaksmessige, tekniske, helsemessige eller økonomiske grunner.

Vannkvalitetens betydning

Klor er et sterkt oksidasjonsmiddel, og vil reagere med stoffer som lar seg oksidere, ikke bare bakterier og virus. Man sier at vannet har et bestemt "klorbehov" (figur 4.8). Et klart og tilnærmet fargeløst vann kan ha et klorbehov på 0,2-0,3 mg/l, mens vann med mer farge (høyt humusinnhold) kan ha et klorbehov på over 1 mg/l. Om man for eksempel tilsetter 0,5 mg klor til 1 liter vann med lavt fargetall, vil om lag 0,3 mg reagere med organisk materiale og "forsvinne" i løpet av få minutter. Tilbake er 0,2 mg som brytes ned langsomt, og som er tilgjengelig til desinfeksjonsformål. Klorbehovet er likevel ikke en bestemt verdi eller størrelse, og hvis vi måler restklorinnholdet etter for eksempel 5, 30 og 60 minutter, vil verdiene avta med tiden ettersom kloren reagerer med diverse stoffer i vannet.



Figur 4.8: Flytdiagram for klortilsetning (Beddow V. 2010)

Underklorsyring (HOCl) og hypoklorittion (OCl^-) er de stoffene man får av klor gass i rent vann, og betegnes som «fritt klor». Hvis vannet er helt rent, vil disse forbindelsene forbli i vannet inntil de brytes ned av lys og varme. Vann, og særlig overflatevann, vil imidlertid alltid inneholde organisk materiale i varierende mengde og i forskjellige grader av nedbryting. Deler av dette materialet er lett oksiderbart, dvs. at det lett reagerer med klor som er et sterkt oksidasjonsmiddel. Når organisk materiale brytes ned dannes det bl.a. organiske kloraminforbindelser. Disse vil gi "klorsmak".

Ammoniakk inntar en særstilling blant stoffene klor reagerer med, og kan danne tre forbindelser med klor. Først og meget raskt dannes monokloramin. Senere kan det dannes dikloramin og eventuelt trikloramin, avhengig av klorinnhold og pH-verdi. Klor bundet til ammoniakk (eller til en organisk ammoniumforbindelse) omtales som «bundet klor», og har en langt svakere desinfiserende virkning.

I tillegg til vannets innhold av NOS (og eventuelt ammoniakk), har også temperatur, pH og partikkelinnhold stor betydning for klorens virkning. Desinfeksjon bør fortrinnsvis skje ved $\text{pH} < 7,5$, da underklorsyring desinfiserer mye raskere enn hypoklorittioner. Hastigheten på kjemiske reaksjoner påvirkes også av temperaturen. For å opprettholde samme desinfeksjonseffekt på en bestemt type råvann, vil det være nødvendig å øke klordosen ved synkende vanntemperatur. I tillegg bør vannet være mest mulig fritt for partikler, da mikrober inne i partiklene er godt beskyttet mot klor. Ved anlegg som ikke har filtrering, kan man øke effekten av det tilsatte desinfeksjonsmiddel ved å sørge for turbulent bevegelse av vannmassene, da dette bryter opp partikler og reduserer mengden stillestående vann rundt enkeltpartikler.

Dannelse av biprodukter

Det er i hovedsak to typer av andre reaksjoner enn de ovennevnte som finner sted når klor tilsettes vann. Den ene er en oksidasjon hvor for eksempel toverdig jern oksideres til treverdig, og organisk materiale oksideres til enklere forbindelser som karbondioksid og vann. Ved disse reaksjonene forandrer klor oksidasjonsstrinn og skifter fra elektropositiv

til elektronegativ ladning. Med elektronegativ ladning kalles ionet klorid, som er uten de egenskapene man forbinder med klor. Egenskapene er da lik klorid i vanlig salt (NaCl).

Ved den andre typen reaksjoner binder klor seg til organisk materiale og forårsaker dannelse av en rekke desinfeksjonsbiprodukter, herunder lukt- og smakskomponenter. Noen av biproduktene kan ha helsebetenkelige effekter. Det er i årenes løp påvist et stort antall forskjellige kloreringsbiprodukter i drikkevann. Den mest kjente stoffgruppen er trihalometaner. Forekomst av bromid i vannet vil også øke innholdet av bromerte biprodukter. Hoveddelen av organisk bundet klor utgjøres imidlertid av ikke-flyktige forbindelser som halogenerede eddiksyrer og høyere karbonsyrer, samt større, komplekse molekyler.

For at det skal dannes minst mulig av slike stoffer, må råvannet inneholde så lite som mulig av organisk materiale, og det bør ikke tilsettes mer klor en nødvendig. Trihalometaner er en av de grupper kloreringsbiprodukter som det dannes mest av, de er forholdsvis enkle å analysere, og de kan derfor brukes som indikatorer på totaldannelsen av kloreringsbiprodukter. I Norge har det vært vanlig å benytte såkalt "svak klorering", og undersøkelser som er foretatt ved norske vannverk har vist at dannelsen av trihalometaner er meget lav. I drikkevannsforskriften er det gitt en maksimalgrense for innhold av organisk materiale, uttrykt bl.a. ved at vannets fargetall ikke får overstige 20 mg/l Pt. Ved høyt innhold av organisk materiale, må vannet forbehandles med fargefjerning før klorering. Med disse forholdsregler regnes den hygieniske risiko forbundet med kloreringsbiprodukter som ubetydelig.

Fordeler og ulemper ved klorering

Klor er billig, lett tilgjengelig og det er dessuten enkelt å dokumentere tilstrekkelig klorrest. Klor kan også ha beskyttende effekt i forsyningsnettet på grunn av restklor, men dette gjelder ikke med de lave klordosene som benyttes i Norge. Den største svakheten ved å bruke klor til desinfeksjon, er at klor ikke virker mot protozoer som *Giardia* og *Cryptosporidium*. Klor kan også reagere med organiske stoffer i vannet og danne biprodukter som lukter eller er helsebetenkelige. Videre krever kloreringsanlegg mye driftsoppfølging; det skal alltid være nok klorløsning i tanken, klorløsningen må ikke være for gammel, doseringspumpen må fungere og doseringen må tilpasses endringer i vannkvalitet.

Tekniske forutsetninger for trygg klorering

Ved utformingen av anleggene må det vurderes og tas hensyn til følgende momenter:

- et trygt og ergonomisk tilrettelagt arbeidsmiljø
- enkel og driftssikker utforming av tekniske anlegg
- klor bør doseres proporsjonalt med vannmengden, men doseringen må kunne justeres i henhold til endringer i vannkvaliteten
- for å sikre fullstendig og rask innblanding må klore tilføres et sted med sterk turbulens i vannet
- klordoseringsbasseng må utformes slik at kortslutningsstrømmer unngås



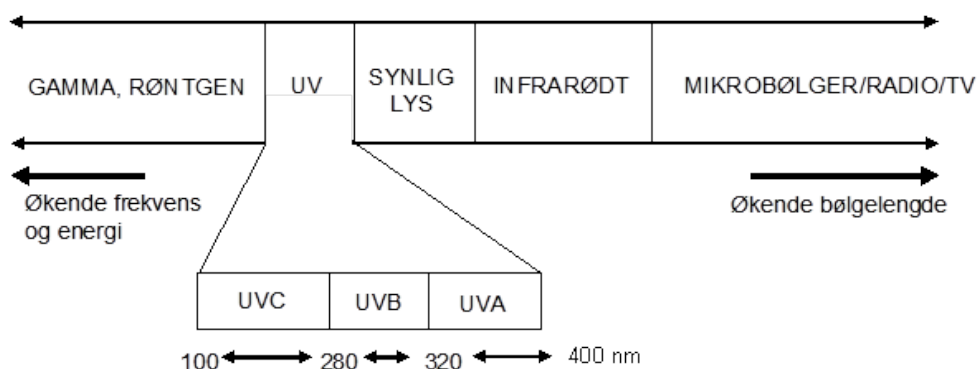
Figur 4.9: Vannmengdestyrt kloreringsanlegg på en offshoreinnretning. Vannmengdemåleren (blå ventil) gir signaler som regulerer klorpumpa (Foto: Eyvind Andersen)

- klorkontakttiden før første forbruker skal være minimum 30 minutter
- det skal kunne måles klorrest etter 30 minutters oppholdstid
- fullstendig reserveapparat for desinfeksjon skal etableres
- dersom kloreringsanlegget er avhengig av elektrisk strøm, må det etableres to uavhengige strømtilførsler (f. eks. nødstrømsaggregat), eventuelt må vannleveransen automatisk stoppes

4.3.2 UV-bestråling

Virkemåte og effekt overfor smittestoff i vann

UV-lys (ultrafiolett lys) er elektromagnetisk stråling med bølglengde på 100-400 nanometer. Dette er området mellom røntgenstråling og synlig lys. Vi deler UV-lyset inn i tre kategorier, UVA, UVB og UVC, se figur 4.10. Solen sender ut UV-stråler i alle disse kategoriene, men atmosfæren filtrerer bort all UVC og mesteparten av UVB før denne strålingen når jordoverflaten, og det er heldig, da det er disse typene UV som er mest skadelige for oss.



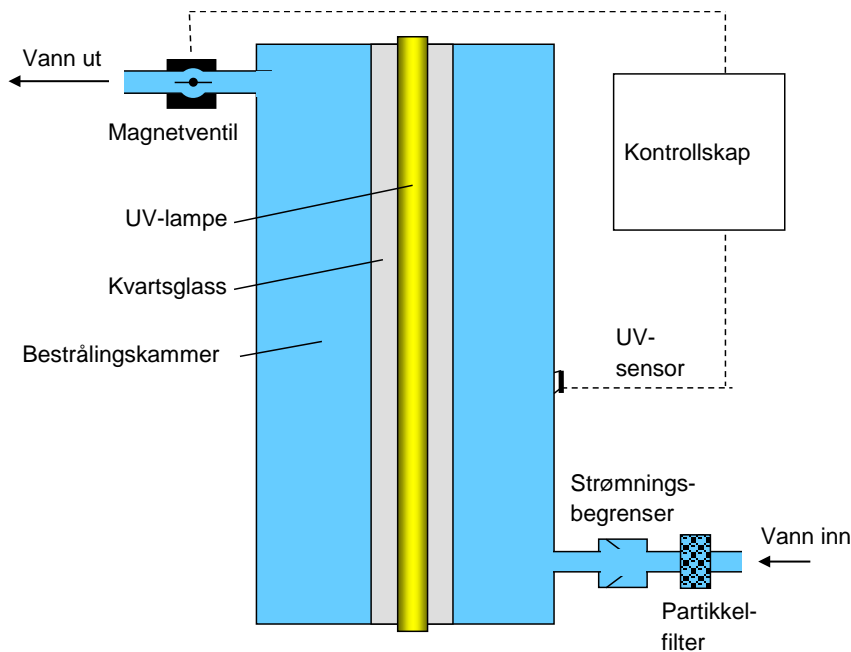
Figur 4.10: En grov inndeling av det elektromagnetiske spektrum (Ill.: Karin Melsom, basert på figur hentet fra Statens stråleverns nettsider).

Til å produsere UV-stråler brukes lamper med kvikksølv- og argongass, der strålingen frambringes ved elektriske gassutladninger. Vi deler UV-lampene inn i lavtrykks-, mellomtrykks- og høytrykkslamper, avhengig av lampenes innvendige gasstrykk. Lavtrykkslampene avgir ca. 85 prosent av strålingen sin ved bølglengde 254 nm, mens mellom- og høytrykkslampene utstråler et bredere spektrum (stråling under 240 nm må blokkeres for disse anleggene, da den kan gi opphav til uheldige biprodukter). Alle disse lampene gir god effekt i intervallet 240 til 280 nm, som er det mest effektive for å uskadeliggjøre mikrober. Høytrykkslamper er lite benyttet til desinfeksjon av drikkevann.

Et UV-anlegg består av kamre med UV-lamper der vannet bestråles, og kontrollskap der UV-effekten overvåkes kontinuerlig. Figur 4.11 viser en skisse av et slikt anlegg:

UV-stråler inaktiverer smittestoffer i vann ved å påføre dem ulike skader. Blant annet kan cellene bli hindret i å dele seg på grunn av skader på arvestoffene, eller sentrale livsprosesser blir forhindret på grunn av skader på proteinene. Graden av inaktivering avhenger av stråledosen som treffer mikroben. Stråledosen (en funksjon av lysintensitet ganger bestrålingstid) blir større med økende intensitet og/eller lengre bestrålingstid. Intensiteten i bestrålingskammeret er avhengig av antallet lamper, styrken på lampene, hvor de er plassert i kammeret, samt kvaliteten på vannet (gjennomsjinnlighet for UV-stråler, målt

som UV-transmisjon). Bestrålingstiden angir hvor lenge vannet oppholder seg i bestrålingskammeret, og avhenger av vannhastigheten og volumet på bestrålingskammeret.



Figur 4.11: Prinsippkisse av et UV-anlegg. Stråleintensiteten i UV-kammeret måles av en UV-sensor på kammerveggen som sender signaler til kontrollskapet. Dersom UV-intensiteten blir for lav, stenges anlegget automatisk ved hjelp av en magnetventil (Figur: Folkehelseinstituttet v/Karin Melsom)

Avhengig av UV-dosen mikrobenes utsettes for, kan bestrålingen føre til irreversible skader (ikke reparerbare) eller reversible skader (kan repareres). Evnen til reparasjon er ofte avhengig av synlig lys (fotoreparasjon), men kan hos enkelte mikrober også skje i mørke, selv om mørkereparasjon er en langt mindre effektiv prosess. Dette understreker viktigheten av både å ha tilstrekkelig høy UV-dose til enhver tid og å forhindre at mikrobenes utsettes for synlig lys den første tiden etter UV-bestrålingen.

For bakteriesporer og parasitter som *Giardia intestinalis* og *Cryptosporidium parvum*, kreves det at minst 99 prosent skal inaktiveres for å oppnå en hygienisk barriere. For bakterier og virus kreves det en inaktiveringsgrad på minst 99,9 prosent. Tabellen under viser nødvendig UV-dose for inaktivering av henholdsvis 99 og 99,9 prosent av ulike mikrober som er relevante i drikkevannssammenheng:

Mattilsynet (2011) oppgir at en UV-stråledose på minimum 30 mJ/cm² er tilstrekkelig overfor bakterier, virus og parasitter, mens 40 mJ/cm² kreves dersom bakteriesporer også skal inaktiveres (basert på dosimetertest). Tabellen viser at UV-anlegg inaktiverer de fleste bakterier og virus i langt større grad enn minstekravet i drikkevannsveilederen. Det vil fortsatt være noen mikrober igjen i vannet selv om hhv 99 eller 99,9 prosent er fjernet, men innholdet er da normalt så lavt at vannet ikke er smittefarlig.

Som man ser av tabellen, er ikke UV-desinfeksjon noen hygienisk barriere mot adenovirus. De fleste barn vil smittes av adenovirus gjennom andre smitteveier enn drikkevann, og det kreves derfor ikke at de skal inaktiveres i UV-anlegg. Når man først har vært smittet av slik mage- og tarmsykdom én gang, så utvikler man også en viss immunitet, og symptomene på sykdommen inntreffer ikke, eller blir langt svakere, ved en eventuell ny smitte.

Mikrober	99 %	99,9 %
Adenovirus type 40	105	155
<i>Bacillus subtilis</i> (sporer)	35	47
Feline calicivirus («kattevarianten» av Norovirus)	19	26
<i>Salmonella typhimurium</i>	11,5	22
<i>Giardia lamblia</i> (intestinalis)	10	<20
<i>Escherichia coli</i>	6	9
<i>Campylobacter jejuni</i>	3,4	4
<i>Legionella pneumophila</i>	3,2	4,8
<i>Cryptosporidium parvum</i>	1	1,4

Tabell 4.4: Nødvendig UV-dose (mJ/cm²) for inaktivering av 99 og 99,9 prosent av ulike mikrober (tall hentet fra Eikebrokk B. m.fl. 2008)

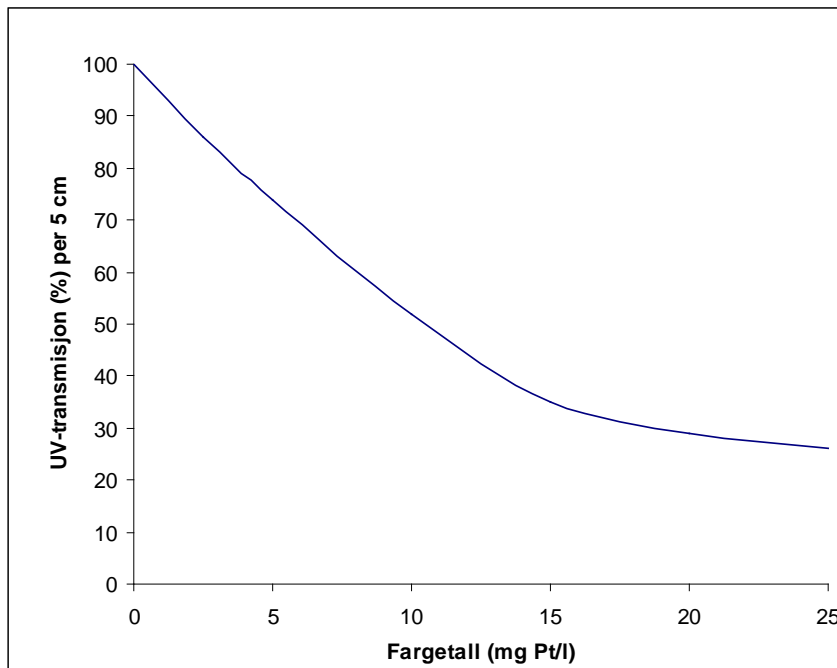
Vannkvalitetens betydning

Lysets intensitet avtar jo lengre det passerer gjennom vann. For å karakterisere en vann-type med hensyn til gjennomtrengelighet for UV-stråler, måles transmisjon ved 254 nm bølgelengde i et spektrofotometer. Transmisjonen (T) er den delen av strålingsenergien som gjenstår etter en viss veilengde. Hvis transmisjonen er 0,75 (75 %) 1 cm fra UV-lampen blir den etter 5 cm $0,75^5 = 0,24$ (24 %).

Vannkvalitet er en avgjørende faktor ved dimensjonering av UV-anlegg. Rent vann har høy transmisjon, mens vann som er farget eller uklart har lav transmisjon. I Norge skyldes fargen på vannet gjerne oppløst eller suspendert naturlig organisk materiale (humus), og figur 4.12 viser hvordan transmisjonen avtar når vannets fargetall øker. Transmisjonen er også avhengig av vannets uklarhet (partikkelinnhold, målt som turbiditet) og av typen partikler som forårsaker uklarheten.

Farget og partikkelholdig (turbid) vann kan skape problemer ved UV-desinfisering fordi intensiteten i kammeret går ned, slik at UV-dosen enten blir for lav og anlegget stenger, eller så slipper anlegget gjennom vann som ikke er tilstrekkelig desinfisert. Selv om transmisjonen er akseptabel, kan partikler skape problemer for desinfeksjonen, da partikler i vannet kan innkapsle mikrober eller skjerme mikrober mot UV-lys, slik at de ikke blir inaktivert. Partikkelholdig vann bør derfor filtreres før UV-bestråling.

Andre sider ved vannkvaliteten kan også føre til driftsproblemer ved et UV-anlegg. Der-som vannet inneholder mye jern, mangan eller kalsium, kan kvartsglasset få et «fastbrent» belegg som er vanskelig å fjerne og som reduserer UV-intensiteten. Spesielt gjelder dette for mellom- og høytrykkslamper, da overflatetemperaturen der blir svært høy.



Figur 4.12: Figuren viser hvordan UV-transmisjonen gjennomsnittlig faller når fargetallet øker. Figuren er basert på en rekke målinger av norsk overflatevann (SIFF 1989).

Dannelse av biprodukter

UV-lys kan endre karakteren til enkelte stoffer i vann ved at de oksideres. Forsøk har vist at det kan dannes små mengder skadelige biprodukter når vann med høyt innhold av organisk karbon eller nitrat bestråles med høye UV-doser fra mellomtrykks UV-lamper. Tilsvarende effekt ble ikke funnet for lavtrykks UV-lamper. I Sverige har man påvist at det oppstår ubehagelig lukt når vann fra Mälaren utsettes for høye UV-doser fra mellomtrykks UV-lamper. Det foreligger imidlertid få rapporterte tilfeller av luktulemper ved UV-bestråling av vann fra norske vannkilder. I UV-anlegg hvor UV-dosen er høy kan det dannes bromat som et biprodukt dersom bestrålt bromidholdig vann inneholder klor.

Det er likevel viktig å påpeke at mengdene av biprodukter som dannes ved bruk av UV er svært lave, og at det er derfor lite sannsynlig at dette i praksis kan få noen helsemessig betydning. Men dersom vannet inneholder mer organisk karbon eller andre stoffer enn drikkevannsforskriften tillater, bør desinfeksjonstrinnet plasseres etter at disse stoffene er fjernet ved vannbehandling. Siden det foreligger få undersøkelser av hva som skjer hvis man UV-bestråler klorert vann, anbefales det at UV-anlegget plasseres først når UV og klor benyttes i serie.

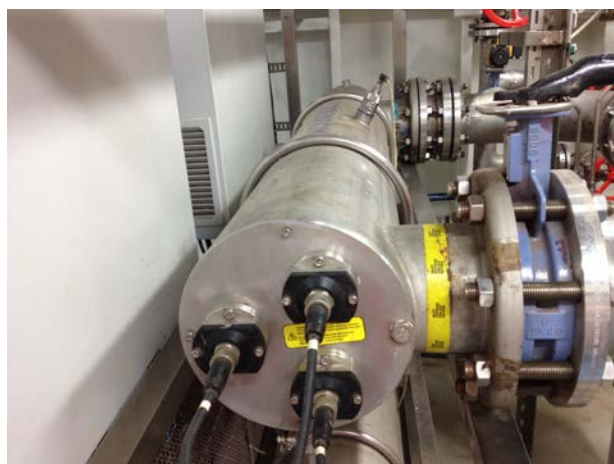
Fordeler og ulemper ved UV-desinfeksjon

UV-desinfeksjon har rask og god effekt mot de fleste mikrober, inkludert på protozoer som *Giardia* og *Cryptosporidium*. Anlegg som står på Folkehelseinstituttets liste over biodosimetrisk testede UV-anlegg takler i tillegg bakteriesporer. Problemer med lukt, smak og dannelse av biprodukter oppstår svært sjelden. UV-anlegg krever også relativt lite driftsoppfølging.

Prosessen er sårbar for endringer i råvannskvalitet og vannmengde, og vannverket må ta høyde for hva som er dårligste aktuelle vannkvalitet og maksimalt vannbehov, både under dagens forhold og med hensyn til sannsynlige endringer framover. Tiltak som utjevning av

råvannsstrømmen inn til anlegget og forbehandling av råvannet kan være aktuelt. Man må videre sikre at anlegget også fungerer ved lav vanntemperatur.

Den hygieniske kvaliteten på vann som behandles med UV-bestråling avhenger av korrekt utforming av anlegg og en sikker og riktig utført drift. Dersom man ikke har tilstrekkelig fagkunnskap, er det fort gjort å gjøre feil med hensyn til teknisk utforming og tekniske innstillinger av UV-anlegg, og slike feil avdekkes ikke av UV-anleggets kontrollsystemer. Videre er det nødvendig med god kontroll av UV-dose og stabil strømforsyning for at anlegget skal fungere trygt. UV-anlegg må derfor installeres av fagfolk, driftes i henhold til typegodkjenningskrav, og det skal ikke gjøres noen tekniske eller driftsmessige endringer på anlegget uten at disse er kvalitetssikret. Mer detaljert informasjon om bruk av UV-desinfeksjon finnes i Eikebrokk B. et al 2008.



Figur 4.13: UV-kammer med tre lamper. UV-sensor skimtes oppe, midt på kammeret (Foto: Eyvind Andersen)

Godkjenning av UV-anlegg

Som en del av godkjenningen av et vannverk, vurderer Mattilsynet også UV-anlegget, dette med utgangspunkt i vannkvalitet og den øvrige vannbehandling. UV-anlegg er kompliserte, og det må det gjøres grundige vurderinger for å sikre at anlegget er rett dimensjonert, utformet og driftet. For å forenkle saksbehandlingen, slik at man ikke trenger å gjennomgå de samme forhold i forbindelse med Mattilsynets godkjenning av hvert enkelt vannverk, tilbyr Folkehelseinstituttet en frivillig typegodkjenningsordning hvor leverandører av UV-anlegg kan få sine anlegg vurdert. I typegodkjenningen beregnes det hvilken kapasitet aggregatet har for ulike vannkvalitetstyper. I tillegg stilles det detaljerte krav til driftsrutiner, tekniske komponenter, overvåkingsutstyr og nødvendige reservedeler. På Folkehelseinstituttets liste finner man biodosimetrisk testede anlegg som gir en UV-dose på minst 40 mJ/cm². Den biodosimetriske testen er basert på konkrete målinger av inaktiverings-effekt overfor sporer av *Bacillus subtilis*, etter østerriksk, tysk eller amerikansk standard.

Fram til 2009 ble det i tillegg gjort typegodkjenning basert på en teoretisk beregnet UV-dose på minst 30 mJ/cm² (mWs/cm²), beregnet ut fra modeller for intensitet og oppholdstid i kammeret. UV-anlegg som er godkjent etter gammel metode har tilstrekkelig desinfeksjonsvirkning for de fleste typer sykdomsfremkallende mikrober, med unntak av bakteriesporer og enkelte virus. Likevel anbefaler Folkehelseinstituttet at man ved nye anlegg og ved utskiftning av gamle anlegg velger biodosimetrisk testede anlegg som gir en UV-dose på minst 40 mJ/cm². En grunn til dette er at slike anlegg har tilstrekkelig virkning til å inaktivere også hardføre bakteriesporer (for eksempel Clostridium- og Bacillusporer). En annen grunn er at disse anleggene har standardisert utformet og utskiftbar UV-sensor som kan kalibreres med en referansesensor. Dette er ofte vanskelig å få til for anleggene på 30 mJ/cm²-lista, og man kan derfor ikke vite om anleggets alarm er korrekt innstilt.

For mellomtrykks UV-anlegg, er det i typegodkjenningen krav om at UV-lampene er omgitt av dopede kvartsglass som fjerner alle stråler under 240 nanometer, da slik kortbølget stråling kan føre til dannelsen av uønskede biprodukter. For lavtrykks UV-anlegg er det ikke krav om bruk av dopede kvartsglass, da slik kortbølget stråling ikke er et problem der.

Planlegging, teknisk utforming og drift

Et UV-anlegg må alltid gi UV-doser som er tilstrekkelige til at de inaktiverer sykdomsfremkallende mikrober, selv når råvannet er på det dårligste. UV-desinfeksjon er godt egnet når vannet er klart og lite farget. Er vannkvaliteten dårligere blir kostnadene ved UV-anlegg store sammenliknet med andre typer anlegg, og under slike forhold er det også større risiko for svikt i UV-desinfeksjon.

Planlegging

Man trenger gode vannkvalitetsdata for vannkilden når man skal dimensjonere et UV-anlegg. For elver må det foreligge analyseresultater fra hver måned gjennom året, og det er spesielt viktig å ta prøver i flomperioder. Perioder med lav transmisjon sammenfaller ofte med perioder hvor den bakteriologiske forurensningsfaren også er størst, og det er i disse periodene at det er mest nødvendig at dimensjoneringen er tilstrekkelig og at anlegget virker tilfredsstillende. Videre bør man vurdere risikoen for at vannkvaliteten skal bli dårligere i overskuelig framtid.

Anlegget må også dimensjoneres for å dekke det maksimale vannbehov, det vil si at UV-anlegget skal kunne desinfisere alt vann som produseres, selv når vannuttaket er som størst samtidig med at vannkvaliteten er på det dårligste. Sikkerheten for at vannproduksjonen kan forløpe uforstyrret økes dersom anlegget suppleres med et nødstrømsanlegg. Videre bør anlegget lokaliseres slik at det er lett tilgjengelig for driftspersonalet hele året.

Anleggsstørrelsen avhenger av råvannskvalitet og ønsket produksjonskapasitet. Bruk av UV-anlegg bør alltid kombineres med at ledningsnett er tilkopledd utjevningssbasseng. Avhengig av bassengstørrelsen, kan kapasiteten for UV-anlegget begrenses til maksimalt døgn- eller timeforbruk, da man ikke trenger å dimensjonere for maksimalt forbruk i et øyeblikk. For å spare strøm og redusere belastningen på lampene tilbyr flere leverandører UV-anlegg med effektregulering i perioder hvor vannets fargetall er lavt eller vannproduksjonen er liten.

Den vannmengde som skal UV-bestråles, bør fordeles på to eller flere UV-enheter kopledd i parallell. UV-enheter bør ha samme kapasitet, og kapasiteten bør være stor nok til å desinfisere alt vann, selv i perioder med vedlikeholdsarbeid eller teknisk svikt, hvor ett av aggregatene må tas ut av drift. Dersom man for eksempel dimensjonerer anlegget med 2x100 % eller 3x50 % kapasitet på UV-enheter, kan man fortsette å levere vann selv om én UV-enhet i en periode er ute av drift. Der man har flere parallelle UV-enheter må man sikre at ingen av enhetene får større gjennomstrømning enn de er dimensjonert for (ulik rørutforming kan ha konsekvenser for fordeling av vannstrømmen).

Valg av lampetype får konsekvenser for anleggsstørrelse og drift. Fordelene med lavtrykkslamper er blant annet lang levetid for lampene, høyere andel av stråling i bakteriedrepende område, lavere driftstemperatur, mindre biprodukter og mindre belegg på kvartsglass. Fordelene med mellomtrykkslamper er at de gir sterkere lys slik at det behøves færre lamper (én mellomtrykkslampe tilsvarer effekten av 10 - 50 lavtrykk-



Figur 4.14: UV-anlegget på bildet består av to bestrålingskamre som begge er utstyrt med UV-sensor på siden og manuell renseanordning foran, hvor innvendige «viskere» dras frem og tilbake med håndtaket foran. Øverst på bildet er kontrollskapene (Foto: Bjørn Løfsgaard).

lamper). Videre taper de ikke effekt når temperaturen er lav, og de når raskere full effekt etter at de er skrudd på (dette tar typisk 60-90 sekunder i kaldt vann mot mer enn 5 minutter for lavtrykkslamper).

Teknisk utforming

Et UV-anlegg består av bestrålingskammer og kontrollskap. Kvartsglass benyttes mellom UV-lampene og vannet, da vanlig glass ikke slipper igjennom UV-stråler. Rengjøring av kvartsglass må være mulig, og stadig flere anlegg utstyres med automatiske eller manuelle rengjøringsmekanismer (figur 4.14).

Til å overvåke intensiteten i kammeret brukes en UV-sensor som sender signal til kontrollskapet. Enkle intensitetsmålere angir strålingsintensiteten på en prosentkala, men det finnes også mer avanserte målere som tar hensyn til vanngjennomstrømningen, og angir strålingen direkte i mJ/cm^2 (noen slike anlegg har også effektstyring, som gjør at intensiteten, og dermed strømforbruket, kan reduseres til hva som er nødvendig for å oppnå tilstrekkelig UV-dose). UV-sensoren må være spesifikk for UV-stråling med bølgelengde i området rundt 254 nm. Sensoren skal være plassert på zdet stedet i kammeret der intensiteten er lavest. Biodosimetrisk testede anlegg har den fordel at det er et krav at det skal være mulig å bytte ut sensoren med en referansesensor, slik at man får sjekket at sensoren måler korrekt.

Ved lampesvikt, strømbrudd eller dersom intensiteten underskrider en på forhånd innstilt verdi, må vannproduksjonen stoppes automatisk. I perioder hvor UV-anlegget er ute av drift, kan vannforsyningen opprettholdes ved å tappe desinfisert vann fra høydebassenger. For å dekke perioder med lengre driftsstans, er det normalt krav om at anlegget skal ha et kloranlegg som reserve for UV-anlegget, og vannleveransen kan gjenopptas når tilstrekkelig klorrest er påvist.

Kontrollpanelet må inneholde signallys, UV-intensitetsmåler og timeteller (figur 4.15). Signallys viser om hver enkelt UV-lampe er i drift og fungerer (alle må være i drift samtidig). Intensitetsmålere vise hvor sterkt UV-lyset inne i bestrålingskammeret er. Timetelleren viser hvor lenge UV-lampene har vært i drift, og lampene skal skiftes etter et på forhånd bestemt antall timer, som vil fremgå av typegodkjenningen.

Anlegget må om nødvendig være utstyrt med mengdebegrensere som sikrer at vanngjennomstrømningen ikke overstiger det anlegget er dimensjonert for. I samråd med godkjenningsmyndigheten låses mengdebegrenseren i en posisjon som sikrer at alt vann som passerer UV-anlegget blir desinfisert, også når vannkvaliteten er på det dårligste. Dersom det er mulig å lede vann utenom UV-anlegget, må dette omløpet være lukket og låst, og det må ikke åpnes uten at dette skjer etter myndighetsaksepterte prosedyrer.

Drift

Utsett aldri øyne eller bar hud for lys fra UV-lamper, da slikt UV-lys kan gi alvorlige forbrenninger og synsskader. Det har dessverre vært flere tilfeller av slike skader i forbindelse med vedlikehold av UV-anlegg. Skadene opptrer vanligvis først flere timer etter eksponeringen. «Slør» rundt lyspunkter og «sandpapir» på øynene er milde

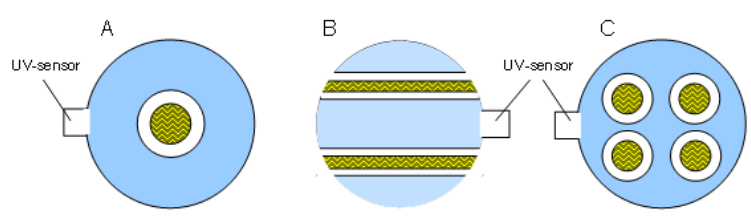


Figur 4.15: Kontrollskap for UV-anlegg. Signallys viser om UV-lampene lyser, timetelleren (sort) angir hvor lenge anlegget har vært i drift, og intensitetsmåleren (hvit) viser lysintensiteten inne i UV-kammeret (Foto: Eyvind Andersen).

reaksjoner på UV-utsatte øyne, midlertidig blindhet eller vedvarende blindhet kan oppstå i alvorligere tilfeller. Søk lege snarest ved slike symptomer.

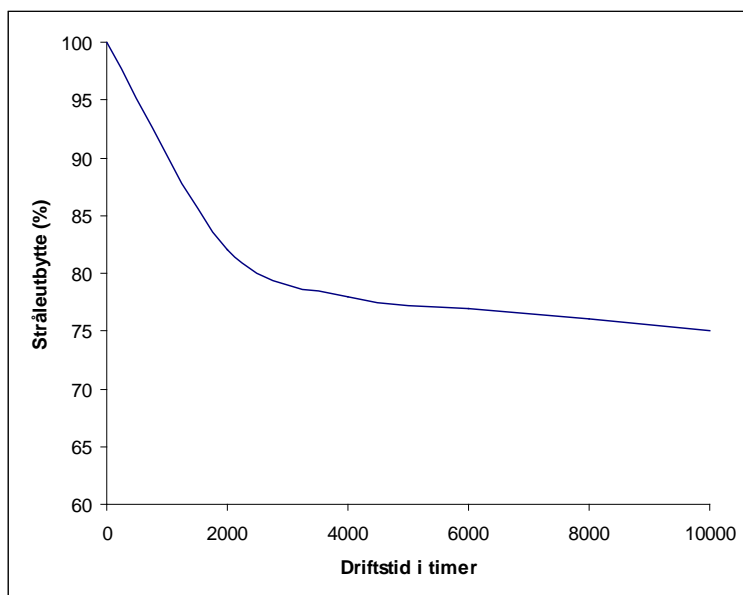
I prinsippet bør man ha tilsyn med UV-intensitetsmåler, timeteller og signallys for UV-lamper daglig. Dersom feil på UV-anlegget gir alarm til bemannet sentral eller til sovende vakt, kan tilsynets omfang reduseres. Ikke alle forhold ved anlegget kan imidlertid fjernovervåkes (for eksempel hærverk som ikke har utløst innbruddsalarm), slik at ett besøk på vannbehandlingsanlegget per uke bør være et minimum.

- = Bestrålingskammer
- = UV-lampe
- = Kvartsglass



Figur 4.16: Figuren viser tverrsnitt av tre forskjellige måter å plassere lampene i et UV-kammer på. UV-kammer A har ett UV-rør midt i kammeret, i kammer B er det to tverrstilte UV-rør, og kammer C har fire UV-rør.

Bestrålingskamre kan ha én eller flere lamper (figur 4.16). Lamper av ulik type som fysisk har samme dimensjon, kan ha ulik styrke, og man skal derfor kun anvende den lampetypen som er angitt i typegodkjenningpapirene, eller lamper som er dokumentert likeverdige i utstrålt effekt. Etter at lampen er tent, tar det oftest noen minutter før den gir full effekt, og i denne perioden må ikke vannet ledes til forbrukerne. Lampenes intensitet reduseres i løpet av driftstiden, se figur 4.17. Lavtrykkslamper har oftest en maksimal driftstid på 7000-15000 timer, mens mellomtrykkslamper holder 1500-7000 timer.



Figur 4.17: Eksempel på hvordan stråleutbyttet for en type UV-lamper avtar jo lengre de har vært i drift.

Enkeltlamper i bestrålingskammeret skiftes når signallyset indikerer at lampen ikke virker. Uavhengig av om UV-sensoren fortsatt viser at intensiteten i kammeret er høy nok, skal alle lampene i kammeret skiftes samtidig når den maksimale driftstiden for et lampesett er omme (se typegodkjenningsvilkårene). Effekten av UV-lamper avtar med tiden, og etter den oppgitte maksimale driftstidens slutt, kan effekten i hele eller deler av kammeret være for dårlig selv om lampene fortsatt lyser. Dersom intensiteten i et UV-kammer blir for lav før lampenes maksimale driftstid er omme, sjekker man først for mulige årsaker, før man eventuelt skifter alle lampene i kammeret. Dersom det har lagt seg et belegg på kvartsglass eller sensorøye, må hele bestrålingskammeret rengjøres nøye.

Årsaken til lav intensitet kan også være at vannkvaliteten har blitt for dårlig. Når UV-alar-men går, stenges vannproduksjonen automatisk. Produksjonen skal ikke gjenopptas før vannkvaliteten igjen er god, eller før man har fått i gang en alternativ desinfeksjonsmetode, for eksempel ved klorering. Dersom den dårlige vannkvaliteten ikke er av forbigående karakter, må vannverkseier kontakte godkjenningsmyndigheten for å få godkjenning av planer for utbedring av vannverket. I de senere årene har fargetallet i en rekke norske vannkilder økt, noe som har medført at mange vannverk har måttet gjennomføre tiltak for forbedre vannbehandlingen.

UV-alarmgrensen skal ikke justeres av andre enn leverandør/produsent i forståelse med godkjenningsmyndighet. Det kan være feil ved sensoren, og den må derfor kontrolleres og kalibreres årlig mot en referansesensor, eller eventuelt byttes dersom den ikke lar seg kalibrere. Sensorkalibreringen må utføres i henhold til retningslinjer gitt av produsent/leverandør. Videre må det sjekkes at den automatiske stengeventilen fungerer.

Selv om intensiteten som måles er høy nok, kan det være flekkvist belegg som gir dårlig lys i deler av kammeret, og det kan også tenkes at den målte intensiteten er feil. Bestrålingskammer (kvartsglass, sensorøye, reflektorer o.l.) må derfor rengjøres jevnlig, med høyest frekvens ved vannverk som har dårlig vannkvalitet. Rengjøring hvert kvartal er et minimumskrav. Hvis anlegget er utstyrt med innretninger for rengjøring (børster, slepering av gummi eller liknende) må effekten av disse sjekkes. Det kan være nødvendig med bruk av rengjøringskjemikalier der mekanisk rengjøring ikke er tilstrekkelig. Ved bruk av rengjøringskjemikalier forutsettes det god gjennomskylling/spyling med rent vann ut til avløp før UV-anlegget igjen tas i bruk.

Det skal alltid være tilgjengelig en instruks på norsk for drift av anlegget. Instruksen må angi hvordan alle drifts- og vedlikeholdsrutiner skal gjennomføres, blant annet en nøyaktig beskrivelse av hvordan UV-lampene skal skiftes og hvordan rengjøringen skal foretas. Nødvendige reservedeler må også være tilgjengelige, for eksempel UV-lamper (komplett sett), kvartsrør med pakninger, relé for UV-lamper, sikringer, tennsatser og pærer for signallys og reserveutstyr for UV-intensitetsmåler og alarmfunksjon.

4.3.3 Ozonering

Virkemåte og effekt overfor smittestoff i vann

Ozon er et meget kraftig oksidasjonsmiddel. Umiddelbart etter at gassen er tilført vannet, vil det løste ozonet reagere med organiske og uorganiske komponenter i vannet. Ozon har en svært rask drepende eller ødeleggende effekt på bakterier, protozoer og virus. Desinfeksjonseffektiviteten for ozon er, som for alle desinfeksjonsmidler, en funksjon av dose og kontaktid (Ct-verdi, se tidligere avsnitt om klors virkemåte).

De forskjellige mikrobenes har ulik sensitivitet overfor ozon. Vanligvis vil en dose på 0,2 mg/l O_3 etter 10 minutters kontakttid være tilstrekkelig som hygienisk barriere (99,9% inaktivering) overfor virus og bakterier (ikke sporer). *Cryptosporidium parvum* er svært resistent overfor ozonering, og restozonet i vannet må være 5 mg/l etter 10 minutters kontakttid dersom protozoene *Cryptosporidium* og *Giardia*, samt bakteriesporer, skal inaktiveres (99% inaktivering).

Vannkvalitetens betydning

Ozon dekomponerer raskere når vannets pH er høy, og pH < 6,5 anbefales derfor. Vannets ozonbehov er blant annet avhengig av reaksjonen med naturlig organisk stoff, NOS, i vannet. Denne reaksjonen fjerner farge ved at store humusmolekyler deles opp. De små organiske forbindelser som da dannes er lettere tilgjengelig som mat for mikrober, og kan føre til oppvekst i ledningsnett. De bør derfor fjernes ved at vannet renner sakte gjennom et filter hvor det på filtermaterialet er bygget opp en film av bakterier som "spiser opp" mesteparten av det biodegraderbare organiske materialet. En vurdering av råvannskvaliteten, inkludert vannets turbiditet og ozonbehov, indikerer hvor og hvordan man bør utføre ozonbehandlingen. Plassering av et ozoneringsanlegg etter partikkelfjerning reduserer vannets ozonbehov og dannelse av biprodukter.

Dannelse av biprodukter

Ozonering av drikkevannet gir dannelse av en lang rekke biprodukter ved nedbryting av NOS, blant annet aldehyder, karbonylforbindelser og karbonsyrer. Noen av disse er helsebetenkelige, mens andre kan forårsake lukt og smak. Lavmolekylære nedbrytningsprodukter av NOS vil kunne tjene som næringsgrunnlag for mikrober, og føre til bakterievekst og slamdannelse i ledningsnett. For å redusere dannelse av uønskede desinfeksjonsbiprodukter skal ozondosen ikke være høyere enn nødvendig. Både biprodukter og andre organiske forbindelser kan fjernes i biofilter.

Dersom vannet inneholder bromid (Br^-), kan det dannes bromerte forbindelser og bromat (BrO_3^-) i relativt høye konsentrasjoner. Bromat er karakterisert som mulig karsinogent og sannsynlig gentoksisk. Bromid finnes i grunnvann som er påvirket av gamle saltavsetninger i grunnen. I kystnære strøk, der salt driver innover land med vinden, kan det også være bromid i ferskvannskilder. Dersom råvannet inneholder mer bromid enn 50 $\mu g/l$, må dannelse av bromat ved ozonering tas i betraktning (Mattilsynet 2011). I drikkevannsforskriften er grenseverdien for bromat satt slik at den gir en høyere risiko for utvikling av kreft enn det som aksepteres for mange andre stoffer i vann, se kapittel om vann i Miljø og helse, i underkapittel «Kjemisk og fysisk vannkvalitet» (Folkehelseinstituttet 2016).

Fordeler og ulemper ved ozonering

Ozon har generelt noe bedre desinfeksjonseffekt enn klor, og har også effekt mot protozoer (dog dårligere enn UV-stråling, særlig ved lave vanntemperaturer). Ved ozonering av humusvann vil det være behov for etterfølgende behandling, som for eksempel adsorpsjon av organisk stoff på aktivt karbon eller i en biofiltrering, for å hindre økt begroing i ledningsnett. I tillegg til å fjerne farge, vil ozonering også kunne redusere problemer med lukt og smak. Ozonering kan føre til at det dannes biprodukter.

Ozon opptrer som en gass ved romtemperatur, og gassen er korrosiv og giftig, og strenge sikkerhetstiltak er derfor påkrevd. Gassen er fargeløs, men har en stikkende lukt som kan kjennes i så lave konsentrasjoner som 0,02 til 0,05 ppm (parts per million). Disse konsentrasjonene er så lave at de ikke har helsemessig betydning. Det tekniske anlegget er

relativt komplisert, men driften er forholdsvis enkel, og det at ozon kan lages på stedet gjør at man ikke trenger å håndtere kjemikalier.

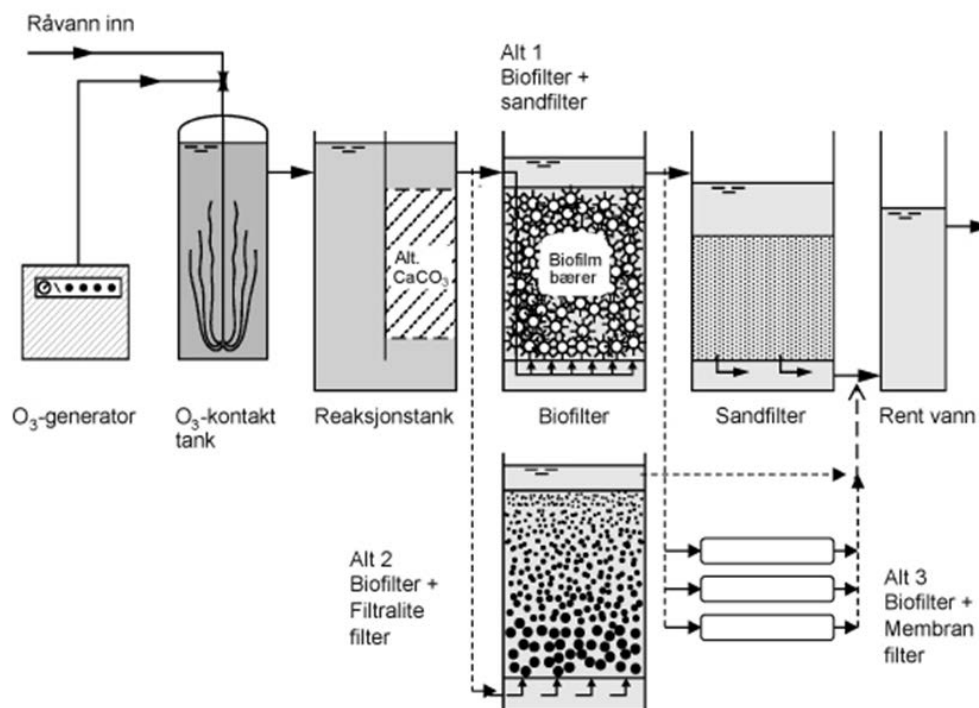
Planlegging, teknisk utforming og drift

Ozon er en gass som blir framstilt på stedet der den skal brukes. Normalt skjer produksjonen ved en høyspent, elektrisk utladning i en ozongenerator, med luft eller oksygen som utgangspunkt. Det er som regel behov for et system som tar hånd om den overflødig ozon-gassen som driver av i eller etter ozoneringskammeret. Arbeidstilsynet har satt en grenseverdi på 0,1 ppm eller 0,2 mg/m³ for eksponering i arbeidsmiljø. Normen angir høyeste akseptable gjennomsnittskonsentrasjon over en 8-timers arbeidsdag.

For å være helt sikker på at ikke noe restozon skal kunne komme inn på biofilteret og skade den ønskede veksten av mikroorganismer, kan man ha en reaksjonstank eller oppholdstank mellom kontaktkolonnen og biofilteret for å sikre at alt ozonet er ferdig reagert, eller man kan fjerne restozon ved bruk av et filter med aktivert kull.

Antall bakterier i vannet ut fra et biofilter kan være høyt. På grunn av den forutgående ozoneringen, som også har desinfiserende virkning, er det ikke sannsynlig at det vil være sykdomsfremkallende mikrober i vannet, kun bakterier som stammer fra normal vekst i selve biofilteret, og som er avgjørende for at biofilteret skal fungere etter hensikten. Det er imidlertid ikke ønskelig at renvannet skal inneholde et høyt antall bakterier eller kimtall, og det er derfor hensiktsmessig å ha et partikkelfjerningsfilter nedstrøms biofilteret.

Mesteparten av biomassen vil vokse og være lokalisert på filtermassen i den første delen av et biofilter, det vil si den delen av filteret som er nærmest innløpet. Når man tar i bruk et nytt filter eller ny filtermasse, ellers dersom biomassen av en eller annen grunn er fjernet fra et filter, vil det kunne ta ca. 3-4 uker å bygge opp ny mikrobiell kultur. Tap og gjenopprettelse av biomasse vil gjentas kontinuerlig ved og etter tilbakespyling. Det er imidlertid ikke store mengder biomasse som fjernes fra filteret.



Figur 4.18: Skisse av en behandlingsprosess med ozon/biofiltrering (Ill: Ødegaard m.fl. 2012)

I en behandlingsprosess hvor ozonering inngår, vil det ofte være behov for alkalisering/korrosjonsbeskyttelse, fordi ozonering medfører pH-senkning og fordi humusvann gjerne har en lav pH-verdi i utgangspunktet. Surt miljø er heller ikke optimalt for den ønskede vekst av mikrober i et biofilter. Flere funksjoner kan derfor kombineres i samme filter.

Alle enheter i et vannverk som er i kontakt med ozon bør være av et ozonresistent materiale. Høye investerings- og driftskostnader samt begroingsproblemer på ledningsnettet, er mye av forklaringen på at ozon har vært lite brukt i Norge. Utnyttelse av ozonens kraftig oksiderende egenskaper til f.eks. å oksidere jern eller mangan i vannet, fjerne organisk stoff i kombinasjon med et biofilter eller fjerne lukt og smak på vannet gjør det mer aktuelt å benytte ozon også som desinfeksjonsmiddel.

4.3.4 Membranfiltrering

Virkemåte og effekt overfor smittestoff i vann

Ved membranfiltrering brukes membraner med filteråpninger som er mindre enn 5000 nanometer. Partikulært og oppløst materiale holdes tilbake på konsentratsiden av membranen, mens vannet blir presset igjennom til permeatsiden. Jo mindre poreåpning en membran har, dess bedre renses den vannet, men dette krever høyere driftstrykk og gir større energiforbruk. Etter nominell porestørrelse klassifiseres membraner ofte i kategoriene nano- (1-10 nm), ultra- (10-100 nm) eller mikromembraner (100-5000 nm). Der man eventuelt tilsetter koaguleringsmiddel før membranfiltrering får man større molekyler som er lettere å fjerne, slik at membranen får større effekt enn porestørrelsen skulle tilsi. Dette reduserer også potensialet for beleggdannelse.

De minste smittebærende mikrobene er virus, og disse har en diameter på ca. 20 nm. Normalt vil en membran med nominell poreåpning ≤ 20 nm gi en såkalt "effektiv" reduksjon av virus på 90 %. Siden kravet til inaktivering av virus er minimum 99,9 % må det brukes en membran med en nominell porediameter på ≤ 10 nm. Vi presiserer at dette ikke er eksakte verdier, det er en rekke forhold som vil kunne virke inn på separasjonen, deriblant type membran, vannets kjemiske sammensetning, driftsbetingelser osv. Mikrober kan passere gjennom membraner hvis membranen (som resultat av produksjonsprosessen) inneholder en del porer som er mye større enn membranens nominelle porediameter. Man alltid må kontrollere hvilke poreåpninger som er spesifisert og garantert for membraner.

Tabell 4.5: Krav til porestørrelser som barriere mot sykdomsfremkallende mikrober (Mattilsynet 2011)

Nominell ¹⁾ poreåpning	Nanometer = nm = 10^{-9} m	10	Hygienisk barriere overfor bakterier, parasitter, bakteriesporer og virus. Fjerner mange forskjellige stoffer. Tilsvarende en molvekt cut-off på 100 kiloDalton ²⁾ .
		100	Hygienisk barriere overfor større mikrober som bakterier, bakteriesporer og parasitter.
		1 000	Hygienisk barriere overfor parasitter.
Tverrstrøm	% gjenvinning	< 20	Rent vann ut i % av ubehandlet vann inn i én membran. Total gjenvinning kan økes ved resirkulering over samme membran eller ved seriekobling av flere membraner.
Kontroll av membraner			Rask økning i partikkelinnhold (eventuelt turbiditet) eller farge/TOC ³⁾ på ett trykkrør indikerer feil på dette røret (feil i membraner eller pakninger). Telling av partikler i størrelsesorden 2 – 400 μ m eller turbiditet kan benyttes som kontinuerlig overvåkingsindikator.

¹⁾ At en membran har poreåpning 10 nm betyr ikke at alle porene har denne diameteren, det vil alltid finnes makroporer. ²⁾ Dalton er et mål for molekylvekt. ³⁾ Totalt organisk karbon

Vannkvalitetens betydning

I tillegg til den fysiske filtreringsprosessen, er det to forhold som har betydning for vannproduksjonen. Det ene er dannelsen av et filterkakeleg på membranoverflaten, og det andre er irreversibel dannelse av et biologisk belegg, også kalt biofouling. Begge avhenger av kvaliteten på vannet, som turbiditet og innhold av næringsstoffer som gir opphav til mikrobiell vekst på membranen. I tillegg spiller de hydrodynamiske forholdene ved filtreringsprosessen en rolle. Beleggdannelse og gjengroing av membranmodulen gir redusert vannproduksjon og økt vaskebehov, men problemene kan reduseres ved å bruke et forfilter eller annen forbehandlingsprosess.

Dannelse av biprodukter

Det dannes ingen biprodukter ved membranfiltrering.

Fordeler og ulemper ved membranfiltrering

Den største risikoen knyttet til metoden er at defekter i membranen og lekkasje i pakninger gjør at tilbakeholdelsen av bakterier og virus ikke er effektiv. Derfor er det svært viktig at man overvåker og kontrollerer membranfiltreringsanleggene med tanke på eventuelle feil, men disse kan være vanskelige å oppdage. Som en hovedregel bør membranfiltrering etterfølges av desinfeksjon.

Membranfiltrering kan brukes til å fjerne svært mange forskjellige typer forurensning, og har god effekt til humus- og turbiditetsfjerning. En annen fordel med membranfiltrering er at det ikke dannes biprodukter i prosessen. Det er imidlertid nødvendig å benytte rengjøringsmidler for å opprettholde kapasiteten på membranene over tid, og det er viktig at man kun benytter vaskemidler som er av næringsmiddelkvalitet.

Da membranlegg også fjerner mineraler, anbefales alkalisering og karbonatisering etter membranlegget. Dosering av vannglass kan være et alternativ som korrosjonskontroll.



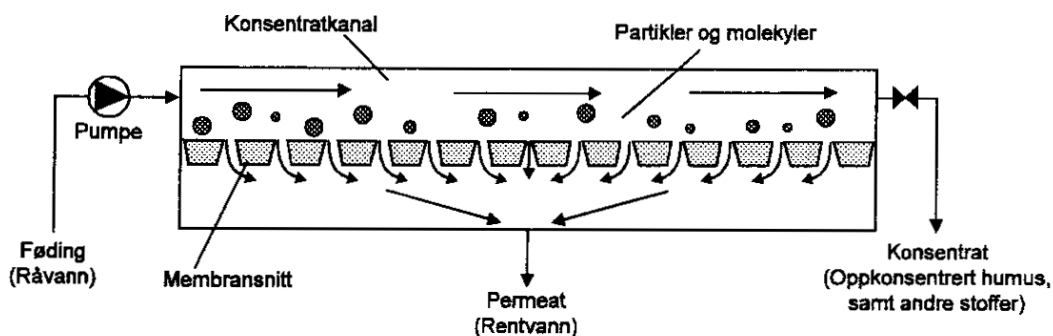
Figur 4.19: Til venstre på bildet ser man tre omvendt osmosemembraner som brukes til å lage drikkevann av sjøvann. Slike membraner har ofte en porestørrelse på rundt 0,1 nm (Foto: Eyvind Andersen)

Tabell 4.6: Forventet renseeffekt ved membranfiltrering for fem typer vann

Parameter	Råvannstype				
	Lav farge (15-30 mg Pt/l)	Middels farge (30-50 mg Pt/l)	Høy farge (>50 mg Pt/l)	Mangan- holdig vann	Sjøvann (avsaltning)
Anlegg:					
Driftstrykk (bar)	2-4	3-5	4-6	4-7	50-65
Porestørrelse (nm)	5	3	1,5	1	0,4
Renseeffekt (%):					
- Farge	70-80	80-90	90-95	94-98	>95
- TOC	30-50	50-70	70-80	80-90	90-95
- Mangan og kalsium	5-20	15-30	30-70	70-90	>98
- Salter	3-10	10-25	25-40	40-90	>98
- Bakt., susp.stoff.	100	100	100	100	100
- Virus (ca.)	>99	100	100	100	100

Planlegging, teknisk utforming og drift

Membranfiltreringsanlegget må planlegges ut fra de vannkvalitetsproblemer det skal fjerne. De fleste anleggene som er bygget i Norge, er basert på at tilført vann strømmer langs membranen, slik at denne hele tiden spyles ren samtidig som vann filtreres gjennom membranen (tverrstrømsfiltrering gjennom spiralmembraner). Denne membrantypen skal ikke tilbakespyles (figur 4.20). Det finnes også hulfibermembraner hvor alt vannet går gjennom membranen, som må tilbakespyles ved behov. Vannet blir ikke tilført kjemikalier eller andre fremmedstoffer i løpet av prosessen.



Figur 4.20: Prinsippskisse av membranfiltrering (tverrstrømsfiltrering). Merk at poreåpningene har smalest åpning mot råvannet, dette for å unngå at partikler skal kile seg fast

For å begrense belegg og gjengroing av membranmodulen, må det benyttes et forfilter eller annet forbehandlingsanlegg. Som minimum har det blitt anbefalt å bruke en trykksil med poreåpning ca. 50 μm . I store membranlegg finnes opptil flere tusen enkeltmembraner, og lekkasjer kan være vanskelige å avdekke. En metode for å kontrollere om det har oppstått lekkasjer i anlegget er å analysere vannprøver fra seksjoner i anlegget med hensyn på fargetall. Dette kan indikere om det har oppstått feil i deler av anlegget. Det bør med andre ord være rikelig med prøvetakingssteder for rentvann i et membranlegg. Det vises også til Hem LJ. 2008 - driftserfaringer med membranfiltrering.

4.3.5 Koagulering og filtrering

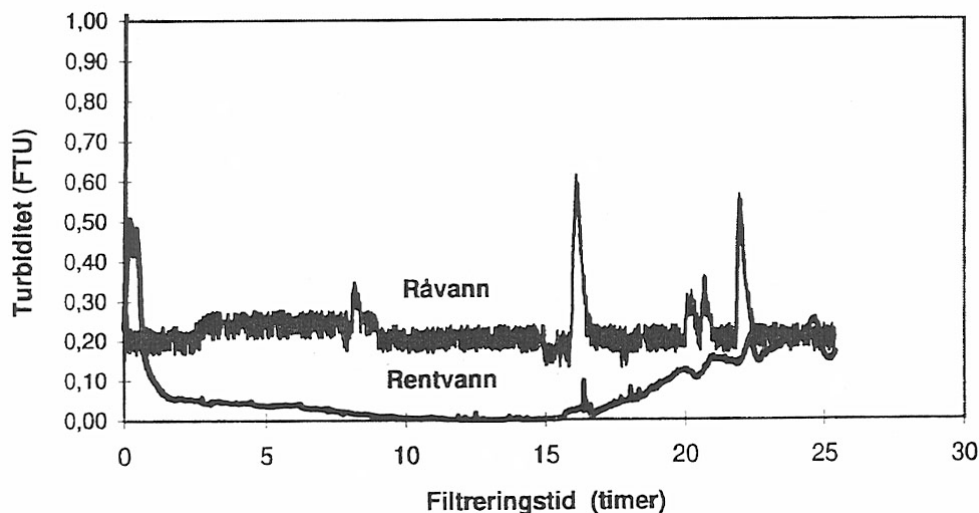
Virkemåte og effekt overfor smittestoff i vann

Koagulering og filtrering er nærmere beskrevet for eksempelanlegget foran i dette kapitlet, og brukes først og fremst for å redusere partikkelinnhold og farge i vannet. Metoden kan også brukes mot en rekke smittestoffer, fordi mikrober ofte er knyttet til partikler i vann, og har en overflateladning som gjør at de kan koagulere og felles ut sammen med koaguleringsmiddelet.

Der det ikke er mulig å oppnå en fullverdig første barriere mot mikrober gjennom kilde-sikringstiltak alene, aksepteres koagulering og filtrering sammen med kilde-sikringstiltak som hygienisk barriere mot mikrober, og denne barrieren må alltid etterfølges av desinfeksjon. Under helt optimale forhold vil koagulering og filtrering kunne gi minimum 99,9 % fjerning av mikrober. Men i praksis er det en rekke hendelser knyttet til driften som i perioder kan føre til at resultatet blir dårligere, for eksempel:

- utilfredsstillende koagulering

- at filteret settes i drift før det gir tilfredsstillende vannkvalitet (for kort modningstid)
- at det skjer lekkasje (for eksempel gjennom kanaler i filteret)
- at filteret blir mettet (gjennombrudd etter for lang driftstid)
- at driften er ustabil grunnet variasjoner i vannkvalitet eller filtreringshastighet



Figur 4.21: Eksempel på en typisk filtersyklus, med modning og turbiditetsgjennombrudd

Gjennomsnittlig virkning kan ligge på under 95 % for fjerning av mikrober, andre partikler eller kjemiske stoffer (figur 4.21). Selv om effekten overfor mikrober i perioder er under 99 prosent, kan koagulering og filtrering inngå som en hovedkomponent i et multipelt barrieresystem. En forutsetning for dette er at råvannet har en stabil kvalitet. I Norge har vi tilgang til gode råvannskilder de aller fleste steder. En annen forutsetning er at vannverket har gode nok rutiner for drift og internkontroll. For mer informasjon om multiple barrierer, viser vi til Ødegaard H. m.fl. 2014.

Tabell 4.7: Verdier som ulike indikatorparametere må ligge innenfor for at barrierevirkningen skal være tilstrekkelig ved koagulering og filtrering

Aluminium	Milligram/l Al	< 0,15	Når aluminium benyttes som koaguleringsmiddel.
Jern	Milligram/l Fe	< 0,15	Når jern benyttes som koaguleringsmiddel.
Farge	Milligram/l Pt	< 10	Ved Al eller Fe koagulering bør verdien normalt være < 5.
Totalt organisk karbon (TOC)	Milligram/l C	< 3,0	Skal måles når levert vannmengde er større enn 10 000 m ³ /døgn. Ved mindre vannmengder er det valgfritt om man vil måle TOC eller COD-Mn. Indikatorverdien er den samme, men enheten blir forskjellig.
Turbiditet	FNU	< 0,2	Gjelder utløp fra hvert enkelt filter. Parameteren bør om nødvendig overvåkes kontinuerlig for hvert filter.
Partikkel-antall	Antall partikler (2-400 mikrometer)/ml	< 500	Gjelder utløp fra hvert enkelt filter. Parameteren bør om nødvendig overvåkes kontinuerlig for hvert filter.

Vannkvalitetens betydning

Koaguleringsprosessen er pH-avhengig, og den optimale pH-verdien, det vil si den som gir best koagulering, er både avhengig av type koagulant og av vannkvaliteten. For å oppnå best mulig effekt av koaguleringen, er det viktig å finne den optimale koagulantdosen. En

dårlig koaguleringsprosess lar seg vanskelig reparere i etterfølgende behandlingstrinn. Koaguleringsprosessen er også temperaturavhengig, og det kan være særlig vanskelig med temperaturer under 0,5 °C. Ved avtagende vanntemperatur øker nødvendig koagulantdose. Ved økende koagulantdose øker også den optimale pH-verdi for koaguleringen.

Raske variasjoner i råvannkvalitet kan skape problemer i koaguleringsstrinnet, dette gjelder både vannets temperatur og innhold partikler og organisk materiale, både mengder og typer. Man bestemmer optimale doseringer og pH-verdier for en koagulering/flokkuleringsprosess ved hjelp av en såkalt «jar-test» eller ved små forsøksanlegg, og slike forsøk må gjøres under "worst case"-betingelser.

Dannelse av biprodukter

Det dannes ingen helsemessig betenkelige biprodukter ved koagulering. Derimot kan det bli igjen en uønsket rest av koaguleringsmiddelet i vannet. Dette må overvåkes som en del av styringsprosessen i vannbehandlingsanlegget.

Fordeler og ulemper ved koagulering og filtrering

Mange vannverk i Norge velger denne vannbehandlingsprosessen på grunn av behovet for fargefjerning. I tillegg kan koagulering og filtrering redusere innholdet av helsemessig betenkelige smittestoffer som for eksempel *Giardia* og *Cryptosporidium*. Effekten av denne behandlingen er imidlertid avhengig av optimal drift til enhver tid. I praksis er den derfor ikke like sikker som desinfeksjon og membranfiltrering. Som hovedregel må koagulering og filtrering derfor etterfølges av desinfeksjon for å sikre en trygg vannforsyning. Det vises også til Eikebrokk B. m.fl. 2012 - veiledning for drift av koaguleringsanlegg.

4.3.6 Andre desinfeksjonsmetoder

Langsomfiltrering

Langsomfiltrering er en prosess der vannet passerer gjennom et sandfilter i lav hastighet. Partikler i vannet avsetter seg i de øverste 5-10 cm av filtermassen etter at filteret er modnet og har fått en «filterhud». Her bygger det seg opp mye organisk materiale, og et rikt biologisk liv med bakterier, sopp og protozoer etableres. Prosessen har av den grunn blitt kalt biologisk filtrering fordi de biologiske prosessene spiller en viktig rolle for rensingen når vannet passerer gjennom filtersanden. Partikulært materiale fjernes, innholdet av sykdomsfremkallende mikrober reduseres, og organisk stoff absorberes og nedbrytes.

Kvaliteten på råvannet har betydning for filtersyklusen. Dersom det er mye organisk materiale i råvannet, vil det raskere danne seg en tett filterhud som må skrapes vekk når kapasiteten til filteret er blitt for lav. I likhet med koagulering og filtrering kan ikke langsomfiltrering fungere som en selvstendig hygienisk barriere, fordi metoden virker dårlig ved igangsetting av rengjorte eller nye filtre. Denne typen anlegg må derfor etterfølges av et desinfeksjonstrinn.

Prosessen kan være temperaturfølsom ved sterk frost. For eksempel kan deler av filterflaten fryse til. Prosessen er enkel i drift og krever lite automatikk og utstyr, men den er meget plasskrevende. Det er ingen vannverk i Norge i dag som bruker langsomfiltrering som hygienisk barriere, men flere vannverk ellers i Norden benytter denne behandlingsmetoden med gode resultater.

Klordioksid

Desinfeksjon med klordioksid er en metode som foreløpig ikke benyttes ved norske vannverk, men metoden benyttes til legionellaforebyggende tiltak i interne fordelingsnett. Klordioksid er mer effektivt enn vanlig klorering, spesielt ved høy pH. Klordioksid vil ikke danne trihalometaner eller klorfenoler ved desinfeksjon. Imidlertid vil en stor del av klordioksid tilbakedannes til kloritt og klorat, som er helseskadelige, og Mattilsynet har derfor satt krav til maksimal konsentrasjon av disse stoffene på 0,7 mg/l. Smaksgrensen for klordioksid er 0,4 mg/l.

Kloramin

Kloramin (NH_2Cl , monokloramin) dannes ved at klor og flytende ammoniakk doseres i vannet hver for seg, men metoden anvendes i liten grad i Norge i dag. Den desinfiserende virkningen er så mye svakere at det kan være riktigere å karakterisere monokloramin som et konserveringsmiddel enn et desinfeksjonsmiddel. Fordi monokloramin er mindre reaktivt enn fritt klor brytes det langsommere ned, og denne egenskapen kan utnyttes for å opprettholde en konserverende effekt i ledningsanlegg. Organiske klorforbindelser dannes i mindre grad med kloramin enn ved samme dose klor alene.

Sølv-/kobberionisering

Desinfeksjon med sølv- og kobberioner er en metode som først og fremst blir anvendt i internt fordelingsnett. Sølvionene blir tilsatt ved dosering av sølvsalter eller ved elektrolytisk dosering. Sølv- og kobberionisering kan bidra til forebygging av *Legionella*, for eksempel ved helseinstitusjoner, men bør anvendes med varsomhet, da metoden øker tungmetallnivået i avløpsslam.

Jod

Jod har blant annet blitt brukt til nøddesinfeksjon av vann i felt. Jod er for tiden ikke tillatt som desinfeksjonsmiddel for drikkevann i Norge.

4.4 Vannbehandling mot bruksmessige problemer

Det finnes problemer med vannkvaliteten som ikke først og fremst er av helsemessig betydning, men som gir bruksmessige ulemper. Dette kan være lukt og smak, uklart vann og misfarging av klesvask, for å nevne noen. I det følgende gis en kortfattet omtale av de vanligste vannbehandlingsprosessene som brukes for å motvirke disse problemene. For en mer utfyllende beskrivelse av slike vannbehandlingstiltak, viser vi til faglitteratur på området, blant annet «Vann- og avløpsteknikk» (Ødegaard H. m.fl. 2012).

4.4.1 Farge og turbiditet

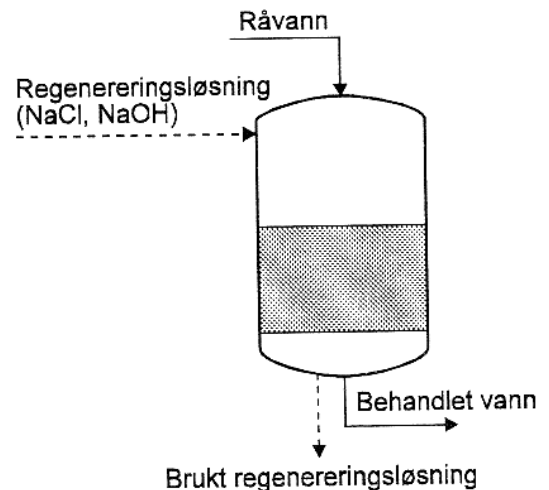
Misfarget og turbid (partikkelholdig) vann er uønsket av estetiske årsaker, og vil i tillegg gjøre desinfeksjonsprosesser mindre effektive og øke mengden desinfeksjonsbiprodukter som dannes. Aktuelle metoder for fjerning av humuspartikler:

- Membranfiltreringsprosesser, der partiklene stoppes/fjernes ved hjelp av en membran med poreåpninger mindre enn partikkelstørrelsen.



Figur 4.22: Farge på vann før og etter humusfjerning (Foto: Jens Erik Pettersen)

- Sorpsjonsprosesser, der negativt ladede humusmolekyler erstattes av andre ioner i en filtermasse (ionebyttemasse), eller adsorpsjon av uønsket materiale til et annet medium (for eksempel aktivert karbon). En ionebytter har ingen funksjon som hygienisk barriere. Metoden fungerer best ved lavere fargetall (under 30 mg Pt/l).
- Koaguleringsprosesser, der vannet tilsettes ett eller flere kjemikalier som medfører at humuspartiklene koagulerer og flokkulerer, dvs. at de slår seg sammen eller binder seg til hverandre og/eller andre partikler slik at det dannes store og sterke fnokker som kan atskilles fra vannet ved hjelp av sedimentering, flotasjon og/eller filtrering. Metoden er spesielt egnet ved høye fargetall.
- Ozonering og biofiltrering, der større humuspartikler brytes ned til mindre forbindelser, og fargen reduseres. Disse mindre forbindelsene er lettere tilgjengelig som næring for mikrober, og må derfor fjernes i et biofilter. Metoden fungerer best ved lavere fargetall (under 30 mg Pt/l).



Figur 4.23: Drift og regenerering av et ionebytteranlegg

Koagulering og filtrering, membranfiltrering og ozonering/biofiltrering er omtalt tidligere i dette kapittelet, da disse metodene også vil kunne inngå i vannverkets hygieniske barrierer mot smittestoff. I det følgende omtales derfor bare ionebytte. Andre metoder for fargefjerning, som bruk av aktivert karbon eller langsomfiltrering, er lite anvendt i Norge.

Ionebyttemediet anvendes vanligvis i form av en fast filterseng i nedstrøms kolonner. Dette er vist skjematisk i figur 4.23. Regenereringen utføres enten oppstrøms eller nedstrøms, mens spylingen foregår oppstrøms.

NOS (naturlig organisk stoff) består av ulike typer molekyler med hensyn til sammensetning, størrelse og farge. Ionebytteren fjerner i stor grad de minste humusmolekylene, og de er stort sett lite farget. De større organiske molekylene, som også er mer farget, trenger lengre oppholdstid i ionebyttekolonnen for å bli fjernet. Ionebytteprosessen er altså mer effektiv til fjerning av organisk stoff enn reduksjonen av farge normalt tilsier. At ionebytting er særlig bra når det gjelder fjerning av løst organisk stoff/karbon, stoff som normalt er "mat" for små organismer, medfører at den biologiske aktiviteten i ionebyttet vann er lav. Dette gir igjen mindre biologisk vekst og belegg i ledningsnett, og reduserer faren for vond lukt og smak på vannet.

Høyt innhold av partikulært materiale i råvannet vil medføre gjentetting i ionebyttemassen og dermed gi høyt trykktap og nedsatt kapasitet. Generelt anbefales det som en minimumsløsning å la vannet passere gjennom en mikrosil foran ionebytteranlegget for å hindre at store partikler slipper inn med råvannet. Vanlig filteråpning i mikrosilen er 50 µm. For vann med noe turbiditet bør man også vurdere forfiltrering gjennom et hurtigsandfilter (én- eller to-media). Ionebytting er mer effektivt ved høyere temperaturer enn ved lave, og man oppnår normalt lengre driftssykluser om sommeren enn om vinteren. Jern kan felles ut som jernhydroksid i ionebyttermassen og vil ikke bli fjernet ved regenerering. Periodevis vasking av massen med syre eller et reduksjonsmiddel for å løse opp jern må da til for å opprettholde anleggets kapasitet.

For å redusere kjemikaliekostnadene må kapasiteten til hvert filter, eller hver kolonne, utnyttes så mye som mulig mellom hver regenerering. Det er fordelaktig å benytte to eller flere filtre i serie. Ved regenereringen kan man da alltid behandle det filteret som vannet går inn på først, og vite at det er dette som i størst grad er mettet med humus. Etter regenereringen rulleres så filterrekkefølgen, slik at det reneste filteret alltid står sist, dvs. blir det siste filteret vannet går igjennom. Som følge av ionebytte-prosessen øker vannets korrosivitet, og pH- og alkalitetshevning av behandlet vann er nødvendig.

En generell svakhet ved ionebytte er at prosessen er svært følsom for endringer i råvannskvalitet. Der hvor anleggene belastes tett opp til det anlegget er dimensjonert for, skal det lite til før rentvannskvaliteten blir dårligere enn kravet. Generelt har anleggene best drift om vinteren pga. stabil og god råvannskvalitet, og dårligst om våren ved snøsmelting og under kraftige nedbørperioder fordi humusinnholdet og fargen på råvannet da øker. Blant fordelene med ionebytte kan nevnes at anlegget er lett å automatisere og normalt er enkelt å betjene. Avløpet fra ionebytteprosessen inneholder konsentrert humusvann samt koksalt og lut, og må håndteres i henhold til myndighetenes krav.

4.4.2 Korrosjonskontroll

Korrosjon er nærmere omtalt i vannkvalitetskapittelet. pH er en nøkkelparameter ved at den påvirker kjemiske likevekter av betydning for korrosjon og dannelselse av korrosjonsbeskyttende belegg. Mange metaller, blant annet kobber og sement, tæres minst når pH ligger opp mot 9,5. For disse materialene er pH-verdier lavere enn pH 8,0 sammen med høy alkalitet spesielt ugunstig, da det fører til at vannet har høy konsentrasjon av fri "aggressiv" CO₂, som hindrer karbonatfelling og øker løseligheten av ulike metallioner.

Jern og stål danner viktige unntak fra dette forholdet. Erfaring tyder på at dannelselse av korrosjonsprodukter av jern avhenger av vannets bufferevne mot pH-endringer, og denne bufferevnen utgjøres av forholdet mellom bikarbonat og fri CO₂. En høy konsentrasjon av CO₂ kan være gunstig. Korrosjon på jern og stål kan reduseres dersom vannkvaliteten bidrar til at det dannes et korrosjonsbeskyttende belegg av for eksempel jernkarbonat og/eller kalsiumkarbonat i rør og armatur.

I praksis kan det være vanskelig å produsere en vannkvalitet som er optimal med hensyn til både jern og kobber. For å redusere kobberkorrosjonen bør pH ligge høyere enn pH 8,0, men dette kan gi økt jernkorrosjon. Hvis pH senkes for å redusere jernkorrosjonen, vil kobberkorrosjonen øke.

Karbonatisering og hardhetsøkning

Karbonatisering er økning av alkaliteten, dvs. konsentrasjonen av HCO₃⁻, mens hardhetsøkning er økning av vannets kalsium- og magnesiuminnhold. Hensikten er å øke vannets bufferevne og gi konstant vannkvalitet utover ledningsnett, øke kalsiuminnholdet for å redusere korrosjonshastigheten av sementbaserte rør, samt holde konstant pH slik at utløsningen av tungmetaller minimeres. Kjemikaliene omtalt nedenfor kan anvendes, og det er også mulig å kombinere koagulering/filtrering og karbonatisering.

Tilsetting av kalk og CO₂

Prosessen omfatter tilsetting av karbondioksid (CO₂-gass) og hydratkalk (Ca(OH)₂), evt. kalsiumoksid (CaO). CO₂-gassen øker kalkens løselighet og danner kalsiumbikarbonat som gir vannet en bedre bufferevne enn ved dosering av bare kalk. Vannverk som benytter kalk

og CO₂ oppnår vanligvis en god og jevn vannkvalitet i overensstemmelse med drikkevannsforskriften.

Tilsetning av mikronisert marmor og CO₂

En suspensjon av finmalt kalkstein (kalsiumkarbonat, CaCO₃) med partikkeldiameter mindre enn 1µm tilsettes vannet sammen med CO₂-gass. De små partiklene bidrar til å øke oppløsningshastigheten, men det kan være nødvendig å fjerne uoppløste partikler i et filter. Ved tilsetning av CO₂-gass under trykk kan det oppnås en så stor overmetning av kalsiumbikarbonat at det er tilstrekkelig å behandle en delstrøm av vannet som deretter blandes inn i hovedstrømmen. Det kan være nødvendig med en endelig pH-justering med lut for å oppnå ønsket pH-verdi.

Dolomittfilter (halvbrent dolomitt)

Halvbrent dolomitt, CaCO₃*MgO er plassert i en filterkolonne (trykkfilter). Vannet passerer filtermassen, og noe av massen løses i vannet. CO₂-gass kan doseres til vannet før filteret passerer for å sikre mest mulig konstant pH. Uten CO₂ kan lang oppholdstid i filteret føre til at vannet får ekstremt høye pH-verdier (pH = 11-12). Virkningsgraden for den alkaliske massen avtar etter en tids bruk. Til å begynne med fås en rask utløsning av MgO, som gir vannet høy pH, mens eldet masse vesentlig består av CaCO₃, som er mindre vannløselig og dermed gir mindre effekt. Tilbakespyling er nødvendig, ny filtermasse må tilsettes med jevne mellomrom, og all filtermasse bør skiftes etter en viss tid. Metoden brukes særlig der plasshensyn teller (offshore og skip).

Marmorfilter

Knust kalkstein (CaCO₃, marmor) brukes på samme måte som dolomitt, men på grunn av mindre løselighet vil pH ikke kunne nå så høye verdier som for dolomitt. For å oppnå tilstrekkelig oppløsning av kalksteinen, er det viktig med stor kontaktflate og tilstrekkelig kontakttid. Med denne metoden er det ingen fare for overdosering.

I de fleste tilfeller vil det være gunstig å tilsette vannet CO₂ før filteret for å oppnå stabil alkalitet og pH. Hvis filteret ikke har tilstrekkelig kapasitet til å heve pH, kan dette avhjelpes med en mindre lutdosering til slutt. Marmor må etterfylles jevnlig for å opprettholde en jevn gradering på massen. Tilbakespyling kan være nødvendig da organisk stoff og jern- og manganoksider fra vannet kan få filteret til å gå tett.

Tilsetning av vannglass

Vannglass (natriumsilikat) selges vanligvis oppløst i vann. Effekten er bl.a. avhengig av råvannskvaliteten og materialet som skal beskyttes. Silikationene kan bidra til å hindre utfelling av metallioner, for eksempel treverdige jern, og gir dermed mindre vekst av rustknoller i ledninger av jern og stål. Vannglass kan danne en hinne av utfelt kiselsyre og metallsilikater på overflater, som skal virke korrosjonshindrende, og kan også bidra til å løse opp og fjerne belegg i ledningsnett. Effekten av vannglass er best i surt og bløtt vann. Nødvendig dose vannglass øker med økende konsentrasjon av salter, økende hardhet og økende temperatur på vannet som skal behandles. Metoden er enkel, og brukes nå mange steder med god effekt.



Figur 4.24: Filterinnhold i marmorfilter (Foto: Bjørn Løfsgaard)

pH-justering

Tilsetning av kjemikalier som lesket kalk ($\text{Ca}(\text{OH})_2$, hydratkalk/kalsiumhydroksid), brent kalk (CaO , kalsiumoksid), lut (NaOH , natriumhydroksid) eller soda (Na_2CO_3 , natriumkarbonat) øker vannets pH. Hensikten er å redusere den utløsningen av tungmetaller fra armatur og vannledninger som kan forårsakes av surt vann. Dette alene gir liten alkalitetsheving og er lite effektivt for materialer der karbonatlikevekten er viktig, som for eksempel sement. 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.

4.4.3 Jern og mangan

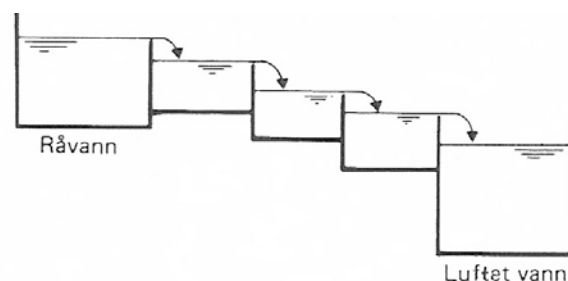
Høyt innhold av jern og mangan er vanlig i oksygenfattig grunnvann. Under spesielle forhold kan stoffene også forekomme i overflatevann, som ved tilsig av myrvann, eller der oksygenmangel i vannet under islagte perioder fører til utløsning av jern og mangan fra bunnen. Høyt jern- og manganinnhold gir bruksmessige problemer som misfarging av klær ved klesvask og brune eller brunsorte utfellinger.

Jern og mangan fjernes ved oksidasjon, utfelling og separasjon av utfelt stoff. Jern er forholdsvis enkelt å oksidere, og man kan oppnå gode resultater ved bruk av luft/oksygen når pH er over 7. De utfelte partiklene må fjernes med (hurtig)filtrering ved hjelp av for eksempel sandfilter. Manganfjerning oppnås derimot sjelden ved denne metoden. Mangan krever høyere pH eller sterkere oksidasjonsmidler, som for eksempel ozon eller kaliumpermanganat. Jern og mangan kan fjernes ved hjelp av jern- og manganoksidende bakterier. Man kan også benytte kaliumpermanganat sammen med grønn sand.

4.4.4 Lukt, smak, organiske mikroforurensninger og gasser

Adsorpsjon blir vanligvis brukt for å fjerne lukt- og smaksstoffer, visse organiske stoffer og uønsket klor. Adsorpsjon på aktivert karbon vil si at et stoff fester seg til overflaten av karbonpartiklene, inkludert overflaten inne i porer i partiklene. Man må være oppmerksom på at dersom det finnes naturlig organisk stoff (NOS) i vannet, vil også dette feste seg til karbonpartiklene. Det organiske materialet vil da eventuelt konkurrere om plassen med stoffene man primært ønsker å fjerne. Aktivert karbon er det vanligste adsorpsjonsmiddelet, og man bruker enten granulert aktivert karbon (GAC) eller pulverisert aktivert karbon (PAC).

Lufting er en enkel metode for å øke oksygeninnhold og fjerne dårlig lukt og smak, primært på grunnvann, og lufting brukes også for å fjerne gasser som blant annet radon (radioaktiv), hydrogen sulfid (illegitende), karbondioksid (gir korrosivt vann) og trihalometaner (kloreringsbiprodukt). Man tilfører vannet luft/oksygen enten ved at vannet gjennombobles ved hjelp av trykkluft, ved at det renner ned en trapp (kaskadelufting, figur 4.25) eller ved at det dusjes inn i et basseng (plaskelufting).



Figur 4.25: Kaskadelufting er en av mange metoder for å gjennomføre lufting.

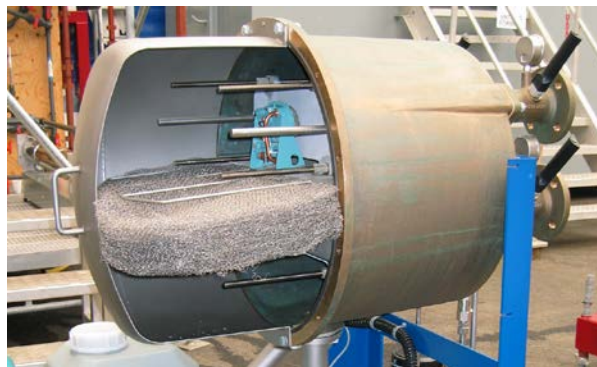
Ozon er et oksidasjonsmiddel som reagerer med alt organisk materiale, også med forbindelser som gir dårlig lukt og smak på vannet. Dette kan for eksempel være lukt- og smaks-

stoffer eller organiske mikroforurensninger (gifter) produsert av alger. Membranfiltrering vil også kunne fjerne slike forurensninger. Ozonering og membranfiltrering er omtalt tidligere i dette kapittelet.

4.4.5 Saltholdig vann

Vann med høyt saltinnhold er uegnet til drikkevann. I mangel av gode ferskvannskilder er det imidlertid mulig å produsere drikkevann fra saltvann. Dette kan gjøres ved hjelp av to ulike produksjonsmetoder:

- Ved evaporering fordampes man sjøvann, normalt under lavt trykk og lav temperatur. Ettersom saltet ikke fordampes, får man ferskvann når man samler opp kondensert damp (Figur 4.26).
- Ved omvendt osmose er behandlingsprinsippet det samme som ved membranfiltrering, men poreåpningene i filteret er langt mindre. Man bruker svært høyt trykk for å skille ut ferskvann fra sjøvann. Vannmolekylene presses gjennom en membran som holder tilbake de langt større saltionene.



Figur 4.26: Bildet viser innsiden av en evaporator. Vann bringes til koking i bunn av karet, et stålullgitter forhindrer vannsprut men slipper gjennom damp, som avkjøles og samles (Foto: Bjørn Løfsgaard)

Disse metodene er relativt dyre, og brukes derfor bare der man ikke har andre alternativer, som på skip og offshore-installasjoner. Mer informasjon om denne typen vannproduksjon finnes i Folkehelseinstituttets veileder «Nok, godt og sikkert drikkevann offshore» (Andersen E. m.fl. 2016.).

4.4.6 «Hardt» vann

Avherding er en prosess for bløtgjøring av såkalt hardt vann. Hardt vann skyldes hovedsakelig innholdet av kalsium (Ca) og magnesium (Mg), og kan gi enkelte bruksmessige problemer, men i Norge kun i sjeldne tilfeller, og kun ved bruk av grunnvann. Ved oppvarming avsetter kalsium seg på varme flater i form av kalsiumkarbonat. Dette virker som isolasjon og kan føre til overoppheting og skade på elektriske varmeelementer i varmvannsberedere, vaskemaskiner, oppvaskmaskiner og kaffetraktere. Ved vasking vil man dessuten oppleve at såpe skummer dårlig, og høyt magnesiuminnhold kan forårsake bitter smak på vannet.

Hardheten måles ofte som mg/l Ca (inkludert magnesium) eller °dH (tyske hardhetsgrader), og 1 °dH = 7,14 mg Ca/l. Grensene mellom bløtt og hardt vann er ikke distinkte, og tabellen under viser en i Norge ofte brukt inndeling av vannet i "hardhetsklasser".

Tabell 4.8: Sammenheng mellom hardhetsklasser, innhold av kalsium og tyske hardhetsgrader

Hardhetsklasse	Milligram kalsium per liter mg Ca/l	Tyske hardhetsgrader °dH
Meget bløtt vann	0 – 15	0 – 2,1
Bløtt vann	15 – 35	2,1 – 4,9
Middels hardt vann	35 – 70	4,9 – 9,8
Hardt vann	70 – 150	9,8 – 21
Meget hardt vann	> 150	> 21

Avherding kan skje ved felling med kalk/soda, men skjer normalt ved ionebytte hvor vann passerer en ionebyttermasse der Ca- og Mg-ioner byttes ut mot et annet kation (ofte Na-ion eller H-ion). Massen regenereres med koksalt, NaCl, (sterkt sur ionebytter) eller syre (svakt sur ionebytter). Det selges små avherdingsanlegg, beregnet på enkelthusholdninger. Ved større vannforsyninger vil det være naturlig at avherdingsanlegget bygges sentralt. Ionebytte er nærmere omtalt under avsnitt om farge og turbiditet.

4.5 Referanser

- Aleljung P. m.fl. 2003.** Inte bara fördelar med UV-ljus. Svensk Vatten nr 4.
- Andersen E. m.fl. 2016.** Nok, godt og sikkert drikkevann offshore. Vannrapport 125. Nasjonalt folkehelseinstitutt.
- Arbeidstilsynet 2011.** Veiledning om administrative normer for forurensning i arbeidsatmosfære.
- Beddow V. 2010.** IWA Water Wiki, Chlorine addition flow chart.
- Bruaset S. 2013.** Forventede effekter av klimaendringer i vannforsyningssystemet, fra nedbørfelt til tappekran. Hvordan bør vi tilpasse oss? Resultater fra EU prosjektet PREPARED. Norsk vann seminar; Miljødirektoratet.
- Eikebrokk B. m.fl. 2015.** Erfaringer med ozon-biofiltrering for behandling av drikkevann. Rapport 211. Hamar: Norsk Vann.
- Eikebrokk B. m.fl. 2012.** Veiledning for drift av koaguleringsanlegg. Rapport 188. Hamar: Norsk Vann.
- Eikebrokk B. m.fl. 2008.** Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann. Rapport 164. Hamar: Norsk Vann.
- Folkehelseinstituttet 2002.** Hva vet vi om plantevernmidler og kloreringsbiprodukter i norsk drikkevann? Vann nr 2, 194-197
- Folkehelseinstituttet 2016.** Miljø og helse. www.fhi.no/nettpub/mihe
- Hem LJ. m.fl. 2008.** Driftserfaringer med membranfiltrering. Rapport 160. Hamar: Norsk Vann.
- Ijpelaar G.F. m.fl. 2003.** By-product formation during ultraviolet disinfection of a pre-treated surface water. International Congress on Ultraviolet Technologies (IUVA); Wien.
- Mattilsynet 2011.** Veileder til drikkevannsforskriften versjon 3.
- Mattilsynet 2016.** Godkjente vannbehandlingskemikalier. www.mattilsynet.no/mat_og_vann/vann/vannverk/bruk_av_vannbehandlingsprodukter.1875.
- Myrstad L. m.fl. 2015.** Landsrapport fra vannverksregisteret, Folkehelseinstituttet.
- Myrstad L. m.fl. 2014.** Landsrapport fra vannverksregisteret, Folkehelseinstituttet.
- Oppenheimer J.A. 2000.** Evaluation of Cryptosporidium Inactivation in Natural Waters. In: Oppenheimer JA, editor. USA: American Water Works Association Research Foundation (AWWARF).
- Statens Institutt for Folkehelse 1989.** Drikkevann B5. Desinfeksjon av drikkevann Ultrafiolett bestråling
- Statens Institutt for Folkehelse 1998.** Prosessløsninger for fjerning av humus. Rapport nr. 98
- Statens strålevern 2014.** Hva er UV-stråling? www.nrpa.no/fakta/90114/hva-er-uv-straaling
- Ødegaard H. m.fl. 2009.** Veiledning til god desinfeksjonspraksis. Rapport 170. Hamar: Norsk Vann.
- Ødegaard H. m.fl. 2012.** Vann- og avløpsteknikk. Hamar: Norsk Vann.
- Ødegaard H. m.fl. 2014.** Veiledning i mikrobiell barriereanalyse. Rapport 209. Hamar: Norsk Vann.
- Ødegaard H. m.fl. 2015.** Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg. Rapport 212. Hamar: Norsk Vann.

5. Vannforsyningsnett

5.1 Vannforsyningsnettets funksjon

Vannforsyningsnettets funksjon er å frakte nok og kvalitetsmessig tilfredsstillende vann til forbrukerne. Utfordringene ligger i å utforme, drive og vedlikeholde systemet slik at forsyningen opprettholdes og at vannkvaliteten ikke forringes under transporten.

Vann transporteres fra kilden til forbrukeren gjennom et system som omfatter inntaksanordning i vannkilden, inntaks-/overføringsledninger eller tunneler fra kilde via vannbehandlingsanlegg til fordelingsnett og stikkledninger i forbruksområdet. Pumpestasjoner, trykkreduksjonsinnretninger, høydebasseng, kummer og ventiler, er også sentrale komponenter i dette systemet.

Med tanke på den høye lekkasjeandelen hos norske vannverk, er det spesielt viktig at det alltid er overtrykk i ledningsnett. Viktige faktorer som vil ha innvirkning på vannkvaliteten i ledningsnett er:

- systemutforming (soner med lav vannhastighet, endeledninger etc.)
- alder, materialtype og -kvalitet på ledningene (norske vannverk har langt høyere lekkasjer enn andre nordiske land)
- kjemisk og biologisk kvalitet på vannet når det forlater vannbehandlingsanlegget
- korrosjon på ledningsnett og begroingsprodukter som følge av beleggdannelse
- drifts- og vedlikeholdsrutiner, inkludert overvåking og rengjøring/spyling

I det følgende omtales hovedelementer i vannforsyningsnett, med hovedfokus på hygieniske aspekter knyttet til transport av drikkevann. For en mer detaljert og ingeniørfaglig fremstilling av temaet, inkludert dimensjonering, tekniske løsninger og VA-økonomi, viser vi til Lindholm O. m.fl. 2012. og Ødegaard H. m.fl. 2012.

5.2 Materialbruk og korrosjon

Materialkvaliteten på de systemkomponenter som brukes i vannforsyningsnett (rør, ventiler, kraner, beskyttelsesbelegg i bassenger etc.) kan påvirke vannkvaliteten. Det finnes ingen norsk godkjenningsordning for materialer til bruk i drikkevannssystemer. Vannverkseier må sørge for at materialene ikke avgir stoffer til vannet som kan medføre fare for helseskade eller annen uakseptabel endring i kvalitet, herunder lukt og smak.

Folkehelseinstituttet gjør ikke lenger vurderinger av slike materialer. Produkter som er godkjent for drikkevannsformål i andre europeiske land vil normalt være av tilstrekkelig kvalitet, gitt at de anvendes i tråd med leverandørens anbefalinger. Det er viktig å være observant på hvilke krav til driftsparametere



Figur 5.1: Overføringsrør (Foto: Eyvind Andersen)



Figur 5.2: Høyt trykk og høy temperatur kan redusere levetiden for drikkevannsrør. Dette varmtvannsrøret måtte byttes ut etter ett års bruk fordi det vart utsatt for høyere trykk og temperatur enn det er dimensjonert for (Foto: Johan Ljungqvist)

leverandøren av produktet har spesifisert, og krav til maksimalt trykk, høyeste temperatur og vannkvalitet (korrosivitet) må oppfylles (Figur 5.2).

5.2.1 Rørmaterialer

Fram til midten av 1970-tallet ble støpejernsrør mye brukt i nye anlegg. Siden har plastrør, spesielt polyvinylklorid (PVC) og polyetylen (PE), blitt mer vanlig. Asbestsementledninger ble mye brukt på 1950- og 60-tallet. Materialet har kort levetid fordi det korroderer raskt i kalkfattig norsk vann, og ble av arbeidsmiljørelaterte grunner forbudt å bruke i vannledninger i 1976. Asbestrør medfører ingen helseisriko knyttet til drikkevannet. 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.

I dag benyttes tre grupper av rør:

- Metallrør (støpejern med og uten innvendig sementmørtelforing, stål og kobber)
- Sementbaserte rør (betong, asbestsement med eller uten innvendig asfaltbelegg)
- Plastrør (for eksempel PVC, PE og glassfiberarmert umettet polyester (GUP))



Figur 5.3: Drikkevann med synlig brun farge som skyldes korrosjon i ledningsnett på en offshoreinnretning (Foto: Eyvind Andersen)

De største problemene med rørene i et ledningsnett er knyttet til korrosjon (Figur 5.3). Korrosjon er omtalt grundigere i tidligere kapitler om vannkvalitet og vannbehandling. Plastrør er lette og har god motstand mot innvendig og utvendig korrosjon. I motsetning til rør av støpejern, betong, og lignende, er plastrørene fleksible, noe som stiller strenge krav til fundamentering av og omfylling rundt rørene. Plastrør tåler trykkstøt dårligere enn rør av stål eller seigt støpejern. Rør i jern/stål kan leveres med ulike typer innvendig og utvendig korrosjonsbeskyttelse.

I mange norske boliger bruker man nå «rør-i-rør-systemer» for vann. Hensikten er at eventuelt lekkasjevann skal ledes, via det ytre varerøret, ut av konstruksjonen og frem til egnet avløp. Det indre røret som drikkevannet transporteres i, er laget av plast, såkalt kryssbundet polyetylen (PEX). Utlekking av flyktige organiske forbindelser (VOC) selv i meget lave konsentrasjoner, vil kunne sette smak på vannet, og PVC- og PEX-rør er mest utsatt. Lukt og smak utgjør vanligvis et tidsbegrenset problem. Kvaliteten på plastrør er vesentlig forbedret de siste 30 årene. For nye plastrør regnes det nå med at levetiden vil være minst 100 år. Eldre plastrør kan ha vesentlig kortere levetid. Oljeforurensninger i grøfter kan også diffundere gjennom PE-rør og sette lukt og smak på vannet.

5.2.2 Bruk av beskyttelsesbelegg i bassenger og tanker

Beskyttelsesbelegg («malinger») anvendes blant annet i høydebassenger og i tanker (blant annet på båter). For å unngå problemer med korrosjon eller utlekking av stoffer som lukter eller er helsebetenkelige, må de påføres på korrekt måte. Vi anbefaler derfor at man sikrer følgende:

- Velg det produktet som malingsleverandøren anbefaler til formålet.
- Det må dokumenteres at leverandørens krav til forbehandling, påføring, herding og vasking er oppfylt.

- God forbehandling av underlaget er en forutsetning for at belegget skal sitte godt og for å unngå korrosjonsgjennomslag.
- Alle rester av rust, salt (inkludert sveiserøyk), fett, olje og smuss må vaskes bort eller fjernes.
- Påføring med sprøyte er en god og effektiv metode, rund pensel brukes der man ikke kommer til med sprøyte, mens bruk av rull bør unngås, da rull gir tykke lag og fukter overflaten dårlig (poredannelse).
- Leverandøren oppgir krav til grunning, beleggtykkelse og antall lag som kreves for beleggsystemet.
- Bruk av tynnere som ikke er en del av det godkjente belegget er ikke akseptabelt.
- Bruk av sprøyte fører til tynnere belegglag på kanter, avstivere, hjørner, sveiser, utsparinger etc. Slike steder må derfor «stripemales» ekstra med pensel.
- Etter at belegget er ferdig herdet, må det vaskes for å fjerne alle rester som kan påvirke vannkvaliteten.

5.3 Begroing og beleggdannelse

Begroing og beleggdannelse skyldes ofte en kombinasjon av avleiring av humusstoffer, bakterievekst og vekst av andre organismer. Vannets innhold av oppløste jern- og/eller manganforbindelser kan også føre til begroingsbelegg og flyteslam. Disse årsakene til begroing kan opptre samtidig dersom betingelsene for det er tilstede. Avsetning av kalk (kalsiumkarbonat) i vannledninger medfører ofte problemer i områder av verden der vannet er kalkrikt, men dette er bare unntaksvis et problem i Norge. Prosessene som skjer ved beleggdannelse er omtalt nærmere i kapittelet om vannkvalitet, mens mulige løsninger på problemene er omtalt i kapittelet om vannbehandling.

5.3.1 Konsekvenser av begroing

Et tegn på at man har mye biofilm, er at kimtallet øker. Humusbelegg under nedbrytning kan løsne slik at både belegg og mikrober føres med vannet til forbrukerne. Løst belegg kan gi slam i drikkevann hos forbruker. Mikrober og smådyr som lever i biofilmen utgjør i liten grad noen helseisiko for mennesker. Belegg under nedbrytning kan imidlertid gi vond lukt og smak på vannet. Ved forandringer i vannstrømmen kan belegg og smådyr bli ført med vannet til forbrukerne. Belegg som samler seg i stillestående partier av ledningsnettet, for eksempel i endeledninger, kan gi opphav til groptæring (korrosjon). Belegg kan også føre til redusert forsyningskapasitet, blant annet som følge av økt friksjon. Belegg i UV-anlegg reduserer effekten og øker rengjøringsbehovet.

Fluorescerende pseudomonader er heterotrofe bakterier som kan vokse i allerede dannet belegg, eller i vannet i ledningsnettet. Disse er spesielt uønsket i vann som benyttes av næringsmiddelindustri. Bakterier som under visse betingelser kan frembringe sykdom hos mennesker, kan også komme til utvikling i biofilmer i vannledninger, spesielt hvis temperaturen i vannet kommer opp mot eller over 10 °C. Dette kan skje i store bygningskomplekser med langt ledningsnett. Eksempler på bakterier som kan komme til utvikling er *Aeromonas*, *Klebsiella* og enkelte mykobakterier.

5.3.2 Overvåking av begroing i ledningsnettet

Belegg under nedbrytning vil inneholde bakterier som vokser raskt på næringsrike vekstmedier som benyttes i vanlig kimtallsanalyse. Gammelt belegg på ledningsveggene og

slamansamlinger i distribusjonsnettene påvises med kimtallsanalyse. Det er viktig å være oppmerksom på unormale økninger i vannets kimtall, da dette kan være en indikasjon på forurensning. Påvises flere enn 100 kim/ml i *vannet i ledningsnett* (3-døgns kimtallsanalyse ved 22 °C) tyder dette på slamansamlinger eller gammelt begroingsbelegg i nettet. Distribusjonsnettene, inkludert bassenger, bør da spyles/rengjøres.

Belegg på rørveggen blir dannet av bakterier som er spesialisert til å ta til seg næring fra vannet selv i meget lave konsentrasjoner. Bakterier av denne type vokser som oftest ikke raskt på næringsrike vekstmedier og vokser derfor ikke under betingelser som er gitt i den vanlige kimtallsanalysen. Bakterier som løsriver seg fra det opprinnelige belegget (biofilmen) på ledningsveggen og kommer ut i vannet, vil derfor i liten grad bli medbestemt i den vanlige kimtallsanalysen for drikkevann. Det reelle bakterieantallet vil være vesentlig høyere enn det analysen viser.

Tabell 5.1: Betydning av kimtall og koliforme bakterier.

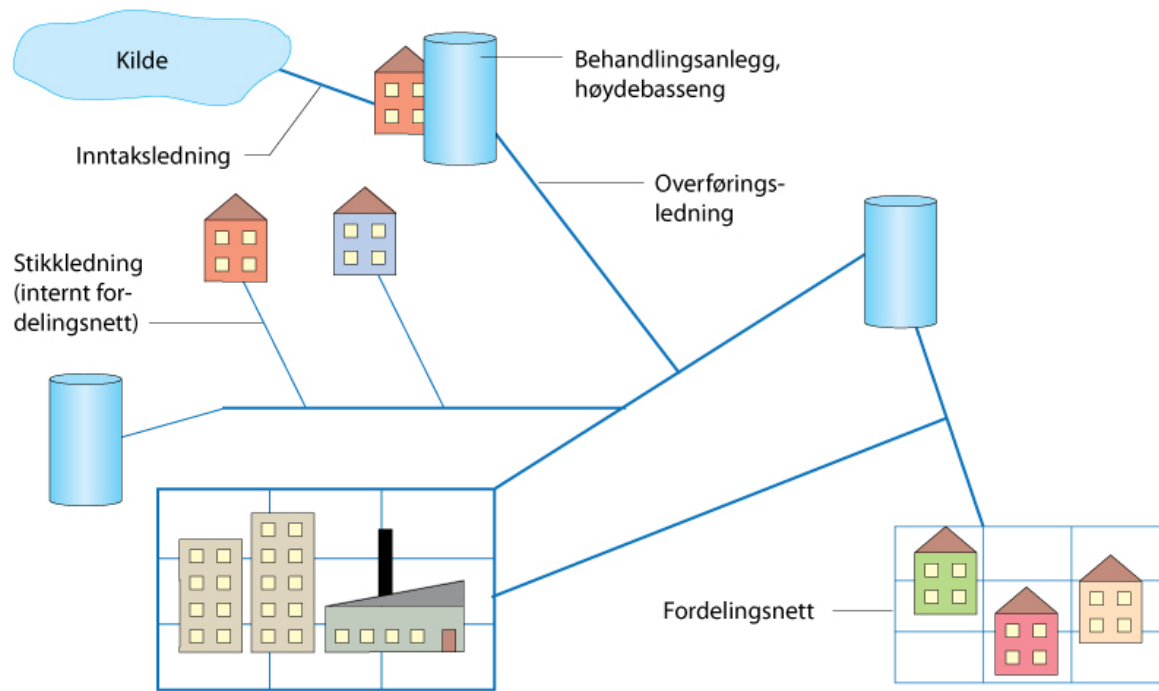
Kimtall per ml 22 °C – 3 døgn	Koliforme bakterier	Kommentarer
0-10	Nei	Normalt for grunnvann og klorert overflatevann med målbar klorrest
0-100	Nei	Normalt for overflatevann
>100	Nei	Tyder på begroing, eller slamansamling under nedbryting
>500	Ja/nei	Kan tyde på innsug av forurenset vann/slam
Kimtall og koliforme bakterier på samme nivå som i råvannet tyder på ineffektiv desinfisering		

5.4 Utforming av vannforsyningsnett

Figur 5.4 gir et oversiktsbilde over et vannforsyningsystem. Vannkilder og vannbehandling er omtalt i tidligere kapitler, og her gir vi en kort oversikt over hvilken funksjon ledningsnett og bassenger har med hensyn til å sikre nok vann av god kvalitet.

Riktig utforming av ledningsnett, materialvalg og riktig utførelse av anleggsarbeider er avgjørende for at tilfredsstillende forsyningsikkerhet og vannkvalitet skal kunne opprettholdes under hele ledningsnettets levetid, som kan være over 100 år. Selve utformingen av ledningsnettene har betydning både for forsyningsikkerheten og vannkvaliteten til forbruker. Forsyningsikkerheten kan bedres ved bygging av høydebassenger og ringledninger, slik at et ledningsbrudd ikke behøver å være kritisk for forsyningen til et område. Ringledninger vil også muliggjøre bedre sirkulasjon og dermed hindre "gammelt" vann som kan medføre forringelse av kvaliteten.

Den høye lekkasjeandelen i norsk vannforsyning krever større vannuttak fra kilden, øker behandlings- og pumpekostnader og fordyrer infrastrukturen (større dimensjoner på rør og bassenger mv.), samtidig med at risikoen for innsug av forurensninger øker. Det mest effektive tiltaket mot innsug av forurensninger, er å sikre at ledningene har overtrykk. Risikoen for innsug er størst i de områdene hvor trykket i utgangspunktet er lavest. Vann- og avløpsledningene ligger som regel i samme grøft, og vi må derfor regne med at grøftene kan være forurenset av kloakk. Forsøk har vist at mikroorganismer som omgir en vannledning, ikke kan trenge inn i vannledningen gjennom en lekkasjeåpning når det ut av denne åpningen er en kraftig vannstrøm. Undersøkelser har også vist at trykkløse tilstander i ledningsnettene forårsaker sykdom. Det er viktig at det ved dimensjonering av fordelingsnettene blir tatt hensyn til trykkforhold og de betydelige trykkvariasjoner som kan opptre ved forskjellig vannforbruk, spesielt fra store punktuttak som brannventiler etc.



Figur 5.4: Hovedkomponenter i vannforsyningssystemet. Gjennom bruk av høydebassenger og ringleidninger kan vannforsyning (og det viktige overtrykket) opprettholdes i perioder med stopp i produksjon eller ledningsbrudd. Magasiner i høydebassenger gjør også at vannproduksjon og overføringsledninger kan dimensjoneres for gjennomsnittlig forbruk (dag/uke) og ikke for maksimalt øyeblikksforbruk (brannvann mv.). (Ill: Folkehelseinstituttet, gjengitt i Ødegaard m.fl., 2012)

Man kan forebygge lekkasjer på flere områder:

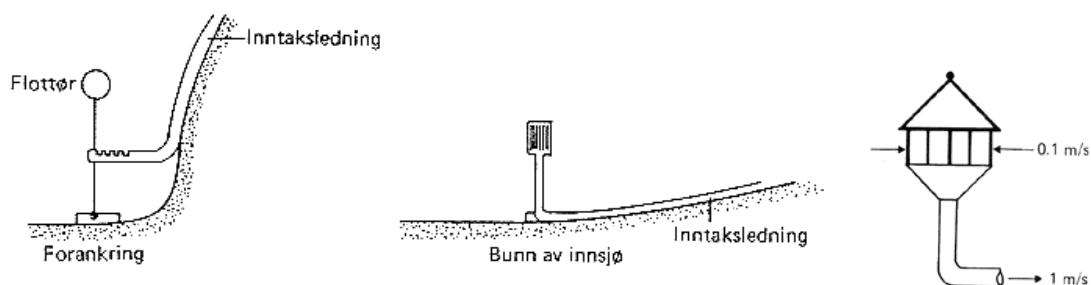
- i anleggsfasen, ved forskriftsmessig utforming av grøft, legging av rør, frostsikring, etterfylling og komprimering
- ved å unngå å legge sjøledninger på steder som er særlig utsatt for sterk strøm og bølgeslag
- ved planmessig vedlikehold og rehabilitering
- ved planmessig lekkasjesøking og drift, blant annet systematisk rengjøring og desinfeksjon av ledningsnett for å redusere begroing og tilslamming
- ved å redusere gjennomsnittstrykket i ledningsnett

Det vil aldri være mulig fjerne lekkasjene helt, men de kan holdes på et lavt nivå ved kontinuerlig og systematisk overvåking samt iverksetting av tiltak, jf. Flatin A. m.fl. 2009.

5.4.1 Vanninntak

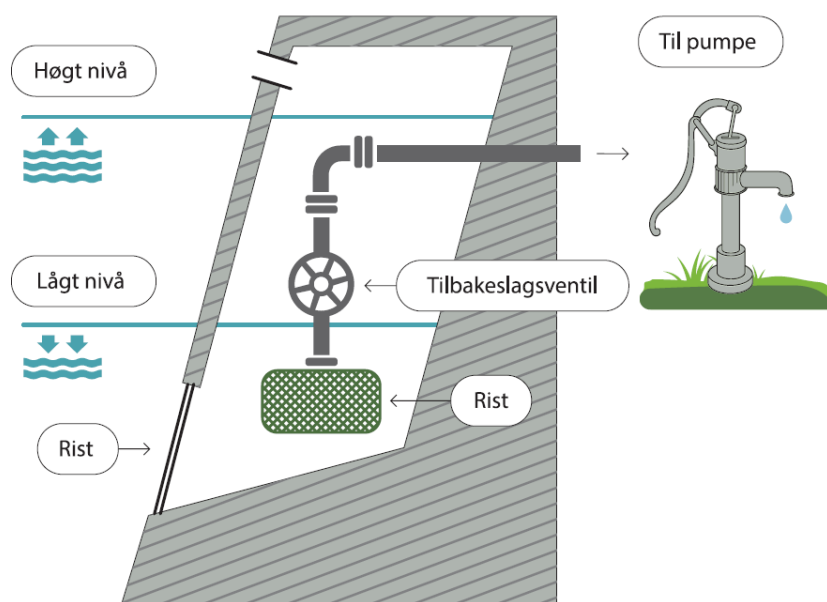
Tiltakene som skal sikre en god vannkvalitet i ledningsnett begynner allerede ved valg av inntaksplassering og utforming av inntaket i vannkilden. En uheldig plassering av inntaket kan medføre at råvann av dårlig kvalitet anvendes til drikkevannsproduksjon, men med relativt enkle tiltak kan dette unngås.

I innsjøer bør man plassere inntaket på dypt vann for å oppnå en best mulig og stabil vannkvalitet. Der det er mulig, som i store, dype innsjøer, bør inntaket ligge godt under temperatursprangsjiktet, siden dette beskytter mot forurensning. Dybde på 20-30 meter er normalt tilstrekkelig. Man må imidlertid være klar over at denne beskyttelsen er begrenset, fordi vannet vil komme til å fullsirkulere om våren og høsten, se kapittel 3.



Figur 5.5: Ulike løsninger av inntak for å hindre innsug av bunnslam. På inntakstussen bør det være en grovsil som hindrer at fisk og større planterester kommer inn i vannbehandlingsanlegget. Inntakshatt med grovsil anbefales for større anlegg.

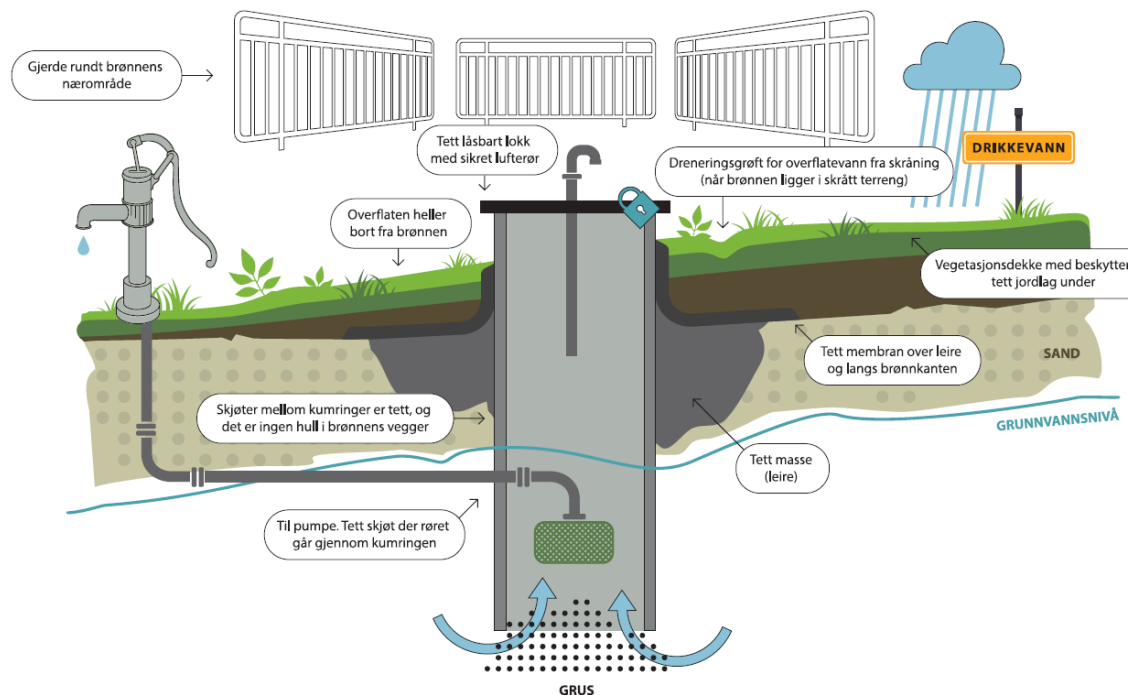
For å hindre innsug av slam fra bunnen eller av organismer fra vannmasser nær bunnen, bør inntaket plasseres minst 1,5 - 2 meter over bunnen, se figur 5.5. Inntakstussen bør ha en grovsil som hindrer at fisk og større planterester kommer inn i behandlingsanlegget.



Figur 5.6: Inntaksbasseng for vannintak fra elv (III: NIVA illustrasjon, tegnet av Fete typer)

I elver og bekker bygger man gjerne et basseng som råvannet hentes fra, se figur 5.6. I slike bassenger er det liten bevegelse i vannmassene, noe som sikrer best mulig sedimentering av partikler før vannet når inntaket. Små inntaksbassenger forårsaker ofte problemer. Dersom inntaket ligger nær overflaten, kan det bli blokkert av is, løv eller lignende. Ligger det nær bunnen, kan sedimentert materiale lett bli sugd inn. Mange elver transporterer betydelige mengder sand og grus som fort kan fylle igjen bassenger i selve elveløpet.

For grunnvannskilder er de vanligste feilene som fører til forurenset grunnvann at man glemmer å tette godt nok rundt brønntoppen og de øverste meterne av brønnen. Tilsig av markvann eller overvann til brønnen må unngås. Brønnen må derfor ikke plasseres i et lavpunkt i terrenget eller på flomutsatte steder. I hellende terreng må det graves avskjærende grøfter som drenerer overflatevannet vekk fra brønnen. NGUs veileder «Beskyttelse av grunnvannsanlegg», Folkehelseinstituttets brosjyre «Drikkevann i spredt bebyggelse og på hytta» og/eller hydrogeologisk sakkyndige gir mer informasjon om utforming av brønner. Grunnvann er også omtalt i kapittel 3.



Figur 5.7: Sikringstiltak for gravet brønn i løsmasser (Ill: Eyvind Andersen, tegnet av Fete typer)

5.4.2 Overføringsledninger og tunneler

Inntaks- og overføringsledninger transporterer vann fra vannkilden via behandlingsanlegg til forsyningsområdet. For vannverk med stor høydeforskjell mellom vannkilde og forsyningsområde, vil overføringsledningene kunne bli utsatt for store trykkforskjeller. Både faren for brudd pga. høyt trykk, og faren for innsug av forurenset vann pga. undertrykk forårsaket av høy vannhastighet, må spesielt vurderes. For å redusere trykket benyttes reduksjonsventiler eller reduksjonskammer. På steder hvor sannsynlighet for og/eller konsekvenser av brudd er høy, kan det være aktuelt å legge parallelle ledninger. Der det er aktuelt å bygge overføringstunneler i fjell, er det viktig å ta hensyn til faren for innlekking av forurenset vann.

5.4.3 Distribusjonsnettutforming og dimensjonering

Mens overføringsledninger transporterer vann til forsyningsområdet, fordeler distribusjonsnettet vannet innen forsyningsområdet. Trykket er vanligvis mellom 20 og 80 meter vannsøyle. Det skiller mellom ringsystem og grenssystem. I et beredskapsmessig perspektiv vil et distribusjonsnett som er utformet som «ringledning», der vannet kan strømme i begge retninger, gi bedre leveringssikkerhet. Ringledninger vil også bidra til bedre sirkulasjon i ledningene.

Et ledningsnett som stadig forgrener seg uten igjen å knytte seg tilbake til stammen, kalles et grenssystem. Grensystemet er mer sårbart av flere grunner. Ved brudd vil vannforsyningen avskjæres til alle abonnenter som forsynes fra grenledningen. Faren for undertrykk og innsug av forurenset vann nedstrøms et brudd vil også være større i et grenssystem. Ved lite forbruk vil vannhastigheten kunne bli meget lav, hvilket kan føre til sedimentering av slam og økt konsentrasjon av metaller i vannet. Stillestående vann eller lave vannhastigheter gjør ledningene mer utsatt for frost.

Ringsystemet vil normalt være dyrere å bygge enn grenssystemet. Det vil derfor være et økonomisk spørsmål hvor omfattende ringsystemet er i et vannverk. Det vil alltid være endeledninger hvor vannet ikke sirkulerer. For å hindre sedimentering og dårlig vannkvalitet, må dette tas hensyn til i drift av ledningsnett, for eksempel ved kontrollert tapping fra endeledningen.

Ved dimensjonering bør det legges vekt på at oppholdstiden minimeres, og at dimensjonene er tilpasset vannføringen. Strømningen og hastigheten på vannet i vannrørene påvirker vannkvaliteten. Dersom man bruker for store rør i forhold til vannmengden vil vannhastigheten bli lav og strømningen laminær. Mangel på turbulens gjør at det lettere dannes biofilm på rørveggen. Mindre rørdiameter øker vannhastigheten, og den turbulente vannstrømmen reduserer i større grad muligheten for at det danner seg biofilm. Det vises også til Lindholm O. m.fl. 2012.

5.4.4 Ledningsplassering og grøfter

Forurensning av ledningsgrøfter skyldes primært utlekking av spillvann (husholdningskloakk) og forurenset overvann. Når spillvanns- og overvannsledningene er omgitt av grøftevann, vil utlekking bare skje fra ledninger med overtrykk. Utlekket vann vil kunne dreneres ned i grunnen eller følge ledningsgrøften.

Det er kombinasjonen av forurenset grøftevann og fare for undertrykk i vannledningen som er avgjørende når risiko for forurensning av drikkevannet skal vurderes. Hvorvidt slike hendelser vil inntreffe samtidig, er avhengig av den valgte tekniske løsning, anleggsutførelsen, samt drift og vedlikehold av ledningsanlegget. Den beste garanti mot forurensning av vannledninger er å velge tekniske løsninger som, sammen med tilfredsstillende drift og vedlikehold, sikrer tilstrekkelig driftstrykk i vannledningsnett og en grøftevannstand som ligger under vannledningen. Erfaringer har vist at faren for inntrenging av forurensninger er størst under ekstraordinære forhold, for eksempel ved flom og uvær.

Hvis vann- og spillvannsledningen ligger på samme nivå, er det viktig med størst mulig avstand mellom ledningene. Grøftemassene bør være så permeable at utlekket spillvann dreneres ned i grøftebunnen og ut i grunnen. Er spillvanns- og overvannsledning plassert lavere enn vannledningen, er det mindre sannsynlig at forurenset grøftevann når opp til vannledningen. Vann- og spillvannsledninger i adskilte grøfter er i hygienisk henseende den beste løsningen.



Figur 5.8: (Ill: Ødegaard m.fl., 2012)

5.4.5 Kummer, armatur og tilkoblinger

Kummene plasseres som regel der hovedledninger møtes og ved endring av retning på ledningene. Ideelt sett bør det bygges separate kummer for vann- og avløpsledningene, da

spillvann og overvann innebærer en risiko for forurensning av drikkevannet, for eksempel ved reparasjoner på vannledningen (trykkløst nett), eller ved innsuging gjennom usikrede brannventiler. I kummene finnes forskjellige typer armatur/ventiler, til bruk for avstengning av vann, brannventiler, spyling/rengjøring av vann- og avløpsledninger med mer.

Vannkummer dreneres fortrinnsvis til stedlige masser for å føre bort kondensvann og innlekket vann fra kumlokk og annet. Drenering via overvannsledninger eller via lensepumper er en dårligere løsning. Det er også viktig at det er mulig å rengjøre ledningsnettet ved at det legges til rette for tilkopling for spyling og kjøring av renseplugger.

På distribusjonsnettet vil det være en rekke installasjoner (armatur) av forskjellig art. I de fleste forgreningspunkter vil det være *avstengningsventiler*, på de fleste store høybrekk vil det være *lufteventiler*, og på de fleste lavbrekk vil det være *spyleventiler*. I kuperte forsyningsområder vil nettet være inndelt i flere *trykksoner* for å kunne holde riktig trykk til alle abonnentene. For å utjevne trykket i ledningsnettet der høydeforskjellen er stor, benyttes *reduksjonsventiler* eller *reduksjonskammer*.



Figur 5.9: Godt drenert felleskum for spillvannsrør og drikkevannsrør påmontert brannventil (bildet til venstre), og dårlig drenert vannfylt kum med stengbar brannventil. Disse løsningene medfører ulike grader av forurensningsrisiko for drikkevannsrøret (foto: Hans Hatmyr, Trondheim kommune)

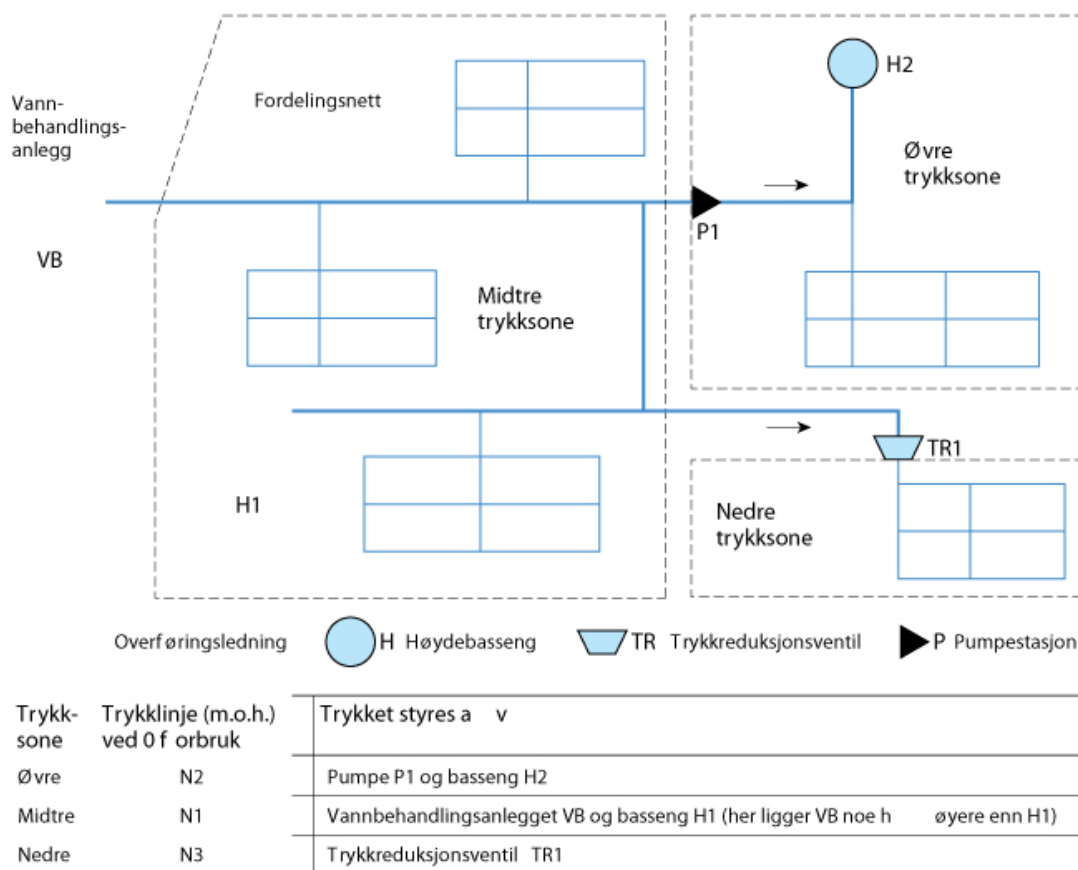
Det er *brannvannsutttak* for hver ca. 100 meter i tettbygd strøk. Brannvannsutttaket skjer enten via en brannhydrant som står oppe på bakken eller via en brannventil som er montert direkte på vannledningen nede i en kum. Ventiler som kan bli dykket i forurenset grøftevann, særlig brannventilene, representerer en fare for forurensning av drikkevannet. Brannventiler med flytende kuler eller fjærbelastet lukking har den svakheten at forurensninger kan bli sugd inn via ventilen ved undertrykk i ledningen. Det finnes stengbare brannventiler, og et viktig tiltak for å redusere fare for forurensning av drikkevannet, vil kunne være å skifte gamle ventiler med stengbar type.

5.4.6 Høydebassenger

Høydebassenger er en viktig og nødvendig del av vannforsyningsystemet, både ved normal drift og i beredskapssammenheng (vi benytter her betegnelsen «høydebasseng» om alle vannverkets bassenger/magasiner). For å opprettholde god vannkvalitet i høydebassenger, er det viktig å sørge for regelmessig utskiftning av vannet. Det innebærer blant annet at bassenget må være riktig dimensjonert.

Vanligvis blir et basseng dimensjonert slik at det rommer nok vann til å dekke topper i vannforbruket og til å utjevne trykket i rørene. En annen meget vesentlig funksjon ved høydebassengene er at de kan opprettholde vannleveransene ved utfall av vannkilde/

behandlingsanlegg og ved ledningsbrudd. Nødvendig sikkerhetsreserve må vurderes ut fra sannsynligheten for at uhell kan oppstå, og hvilke konsekvenser dette kan medføre. Momenter som må tas i betraktning er eventuelle sårbare abonnenter, muligheten for annen vannforsyning og hvor raskt det forventes at en skade kan bli reparert. Det er videre en god regel å dimensjonere bassengene med et ekstra volum beregnet til brannvannreserve. Dette sikrer at det er nok tilgjengelig vann til brannslukning, og reduserer faren for undertrykk på distribusjonsnett.



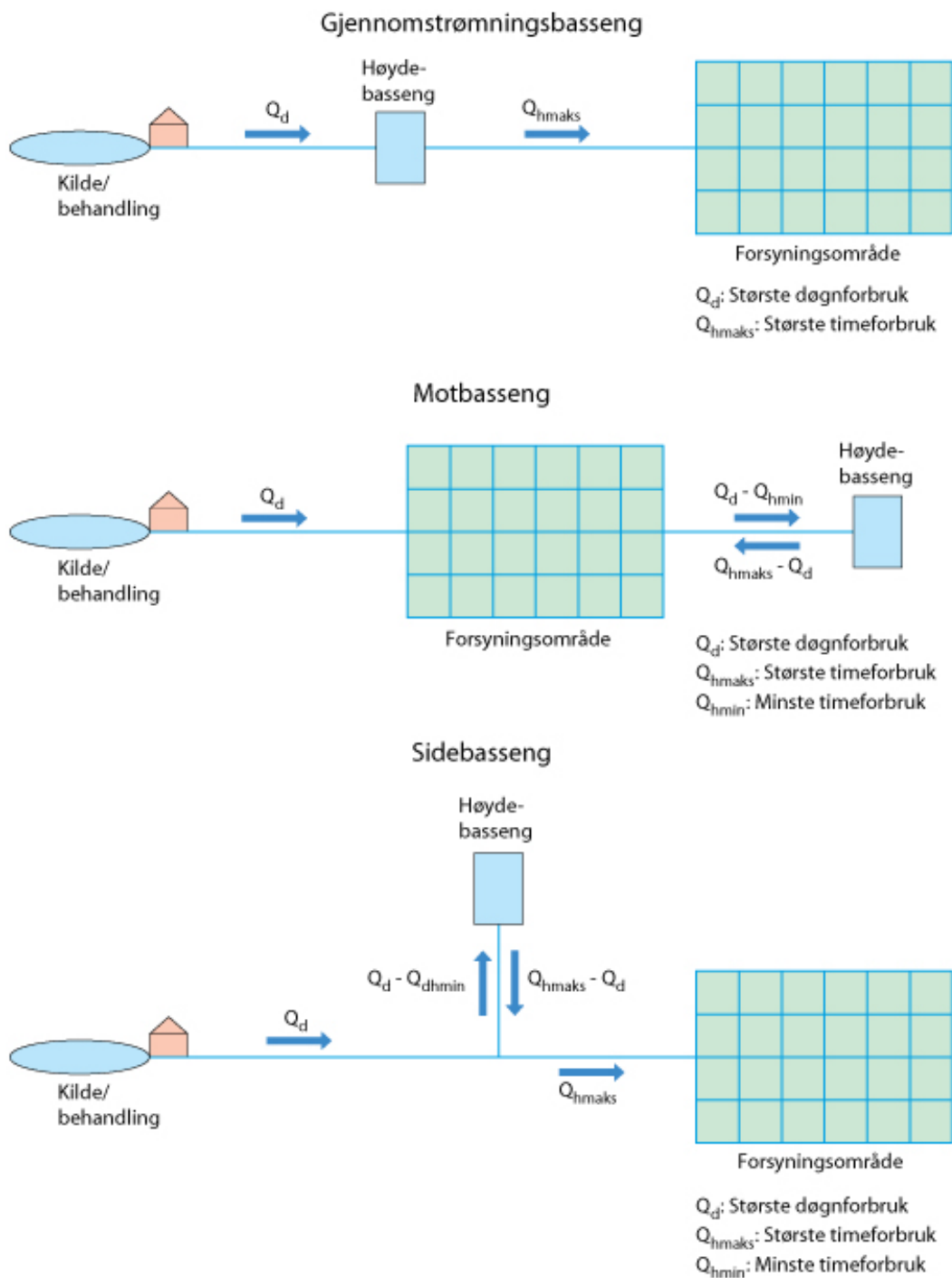
Figur 5.10: Inndeling i trykksoner forhindrer at trykket i ledningsnettets blir for høyt eller lavt. I midtre trykksone er trykket fra behandlingsanlegget (med høydebasseng) tilstrekkelig. I det høyere liggende området i øvre trykksone pumpes vannet til et høydebasseng for å få tilstrekkelig trykk og for å redusere risikoen for undertrykk i nettet ved høyt vannforbruk. I det lavere liggende området i nedre trykksone reduseres trykket med en trykkreduksjonsventil, da for høyt trykk øker både lekkasjene og risikoen for skader på nettet. (Ill: Ødegaard m.fl., 2012)

Bassengene bør generelt plasseres nærmest mulig forsyningsområdet, og beredskaps-hensyn må også tas ved plasseringen. Sentral lokalisering vil normalt være økonomisk gunstig fordi det kan benyttes mindre dimensjoner på ledningsnettets. Et høydebasseng blir kalt gjennomstrømningsbasseng, motbasseng eller sidebasseng, avhengig av hvor det er plassert i transportsystemet (figur 5.11). De ulike bassengtypene (se figuren under) har forskjellige egenskaper som kan påvirke vannkvaliteten:

- I et gjennomstrømningsbasseng tar man vann til forbruk fra bassenget, mens nytt vann kommer til bassenget fra vannbehandlingsanlegget. Dette sikrer en kontinuerlig gjennomstrømning og utskiftning av vannet i bassenget.
- Ved bruk av motbasseng, også kalt endebasseng, ligger området som skal forsynes mellom vannkilden og bassenget. Forsyningsområdet får vann direkte fra kilden, og vann fra bassenget er et supplement. Fylling og tapping av bassenget vil dermed

varierte, avhengig av forbruket. I perioder med lavt forbruk risikerer man at vannet blir stående lenge i bassenget. Et motbasseng plassert inne i et stort forsyningsområde blir ofte kalt tyngdepunktbaseng. Slike basseng benyttes gjerne til å utjevne toppe i forbruket over et døgn:

- Et sidebasseng ligger mellom kilden og forsyningsområdet, og er knyttet til overføringsledningen via en enkelt ledning som benyttes både til fylling og tapping av bassenget. I likhet med motbasseng, varierer fylling og tapping av et sidebasseng med forbruket, og oppholdstiden til vannet kan bli lang. Med en ekstra ledning mellom bassenget og overføringsledningen, kan et sidebasseng få samme funksjon som et gjennomstrømningsbasseng.



Figur 5.11: Figuren viser ulike høydebassenger (III: Folkehelseinstituttet, gjengitt i Ødegaard m.fl., 2012)

Bassenger for drikkevann må utformes på en slik måte at vannkvaliteten ikke forringes. Lang lagringstid, lyseksposering og temperaturøkning bør minimeres. Man må også utforme bassengene slik at det er lett og sikker tilgang for innvendig renhold. Jevnlig rengjøring begrenser beleggdannelse og oppsamling av sedimentert materiale, og er med på å forhindre at bassengene i seg selv blir en forurensningskilde. Bassenger med to kamre kan vedlikeholdes uten driftsavbrudd.

Bassengene må også konstrueres slik at vannet ikke blir utsatt for forurensning utenfra, for eksempel ved at insekter, fugler og dyr kommer inn gjennom åpninger. I tillegg bør atkomsten til bygget begrenses ved hjelp av bom og låste dører. Det kreves ekstra oppmerksomhet omkring høydebasseng som er gravd ned eller er innsprengt i fjell. Erfaringer har vist at tilsig av fremmedvann, f.eks. i forbindelse med mye nedbør og hevet grunnvannstand, har forurenset drikkevannet. Det vises også til Norsk Vanns Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbassenger (Sirum J. m.fl. 2011).

5.4.7 Tilbakeslagssikring

Risiko for tilbakeslag er hovedsakelig knyttet til installasjoner hos abonnentene. Tilbakeslag innebærer at vann eller væske tilføres vannledningen fra det interne fordelingsnett. Dette kan skje dersom det oppstår undertrykk i vannverkets ledning, eller ved at pumping i det interne fordelingsnett skaper overtrykk. Typiske situasjoner der undertrykk kan forekomme, er rørbrudd eller brannslukning som fører til at strømningshastigheten i vannverkets ledning øker betraktelig. Man må derfor alltid vurdere om det er behov for tilbakeslagssikring hos forbrukere som har tilkoblinger der annen væske enn rent drikkevann kan bli tilført drikkevannsledningen.

Alternative metoder for tilbakeslagssikring er beskrevet i Norsk Standard NS-EN 1717. Det må gjøres en risiko- og sårbarhetsanalyse for drikkevannsnettet hvor potensielle forurensningskilder vurderes, og ut fra denne velger man tekniske barrierer, se tabellen under.

Tabell 5.2: Anbefalte tekniske barrierer som beskytter drikkevann mot forurensning, jf. NS-EN1717

Beskyttelsesmodul*	Beskyttelse mot
AA - Uinnskrenket luftgap	Sykdomsfremkallende mikrober og all annen forurensning
BA – Kontrollerbart avbrudd	Giftige, radioaktive, mutagene eller kreftfremkallende stoffer
EA – Kontrollerbar tilbakeslavsventil	Vann som ikke utgjør noen helsefare, men som kan ha endret smak, lukt, farge eller temperatur

* NS-EN1717 inneholder i tillegg en rekke andre typer beskyttelsesmoduler som vil kunne anvendes.

Tilbakeslavsventiler uten testmulighet tillates kun brukt i private hjem.

Best beskyttelse av drikkevannet får man ved å holde drikkevannet fysisk adskilt fra forurensningskilder. Dette oppnås ved å ha uinnskrenket luftgap ("brutt forbindelse") mellom drikkevannet og tekniske tilknytninger (figur 5.12). Luftgapet må være minst 20 millimeter og minst 2 ganger rørdiameteren (målt fra kranens underside til høyeste mulige væsknivå). En slik tilknytning er på nivå "AA" i standarden, og kan brukes mot alle typer forurensning, også slike som kan inneholde smittsomme mikrober.



Figur 5.12: Uinnskrenket luftgap av type «AA» er den beste formen for beskyttelse mot forurensning fra andre systemer som forsynes med drikkevann. To typer luftgap; på bildet til venstre sikres luftgap mot matavfallskvern under vasken ved at spylevann kommer fra rør til høyre over vasken (Foto: Eyvind Andersen)



Figur 5.13: Andre væskesystemer bør ikke forsynes med drikkevann. Dersom dette ikke er til å unngå, gir brutt forbindelse eller en ventil av type "BA" best beskyttelse. Legg merke til de tre testportene på ventilens topp. En slik ventil må utstyres både med forfilter og stoppventiler som muliggjør testing (Foto: Eyvind Andersen)

Noen ganger er det uhensiktsmessig med luftgap mellom drikkevannssystemet og tekniske tilkoblinger. I slike tilfeller kan man vurdere ulike typer tekniske barrierer mot tilbakestrømning. Der man bruker slike barrierer, må utstyret åpnes og rengjøres før det funksjonstestes, anbefalt frekvens er minst én gang årlig. Valg av barriere vil avhenge av den risiko en tilknytning medfører, og dersom sannsynlighet og/eller konsekvenser blir store, må beskyttelsestiltak stå i forhold.

Standardens nest øverste nivå "BA" oppnår man ved å bruke «kontrollerbart avbrudd» (figur 5.13). Modulen består av to tilbakeslagsventiler som er separert av et dreneringskammer. En "BA"-ventil suger luft i perioder med eventuelt tilbakesug, og åpner et dreneringskammer dersom presset fra nedstrøms innretninger blir for stort. Før ventilen bør man ha et partikkelfilter, og stoppventiler før og etter må til for at ventilen skal være mulig å teste.

Kontrollerbare tilbakeslagsventiler (standardens nivå "EA") er det laveste sikkerhetsnivået som bør benyttes (figur 5.14). Nivå "EA" gir tilstrekkelig beskyttelse mot vann som ikke inneholder farlige substanser, men som kan ha endret lukt, smak, farge eller temperatur. En stoppventil må installeres før tilbakeslagsventilen for at testing skal være mulig.



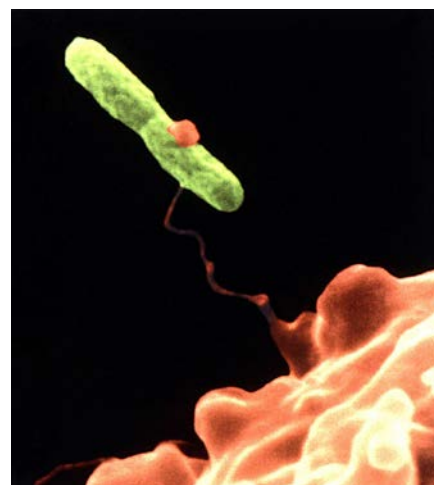
Figur 5.14: Kontrollerbar tilbakeslagsventil med integrert stoppventil. Testporten er på undersiden mellom den hvite tilbakeslagsventilen og stoppventilen (Foto: Eyvind Andersen)

5.5 Legionella og andre opportunistiske bakterier i interne ledningsnett

Noen bakterier som lever naturlig i vassdrag skaper ikke problemer for mennesker verken i råvannskilden, eller i vannverkets distribusjonsnett dersom de skulle overleve vannbehandlingen. Men hvis de får vokse i «passe varmt» vann i husinterne rør eller i andre oppvarmede vannsystemer, kan de opptre i slike mengder at de kan føre til sykdom. Disse kalles opportunistisk humanpatogene bakterier, og flere slike arter er omtalt i kapittelet om vann i Miljø og helse, i underkapittel «Smittestoffer i vann» (Folkehelseinstituttet 2016). Eksempler på slike bakterier er *Legionella*, som kan gi alvorlig lungebetennelse, og *Pseudomonas*, som kan gi utslett.

Den mikroben som har fått størst oppmerksomhet, er *Legionella*, som er vanlig forekommende i overflatevann og jord. Så lenge vanntemperaturen er lav, som den normalt er i vannverkets ledningsnett, er konsentrasjonene lave og smitterisikoen neglisjerbar. Bakteriene har imidlertid egenskaper som gjør at de kan vokse til smittefarlige konsentrasjoner når vanntemperaturen stiger, de trives godt i temperaturområdet 25-45 °C. Faren for å bli smittet av legionellabakterier fra drikkevann er således primært knyttet til tekniske installasjoner hos abonnentene som blant annet boblebad, dusjhoder og vannrør i oppvarmede rom, og smitte skjer først når man puster inn fine vandrdåper (aerosoler) som inneholder mikroben. Det er lite man fra vannverkets side kan gjøre for å motvirke dette. Forbyggende tiltak vil derfor normalt være abonnentenes ansvar.

Viktige forebyggende tiltak i legionellasammenheng er:



Figur 5.15: Bilde av amøbe (oransje) som fanger en legionellabakterie. Når temperaturen er gunstig, vokser legionellene inne i amøben, og kommer ut i vannet når den til slutt sprekker (Foto: CDC/Dr. Barry S. Fields)

- Å unngå stillestående vann i ledningsnett og utstyr (alle rør og alt utstyr bør være i bruk minst ukentlig, blindrør bør fjernes)
- Å holde kaldtvannstemperaturen under 20 °C og varmtvannstemperaturen over 60 °C alle steder i distribusjonsnett (målt etter ett minutt spyling)

5.6 Bruk av modeller

Å sikre at vannledningsnett ivaretar sin funksjon med hensyn til å levere nok vann med tilfredsstillende kvalitet til enhver tid, krever at man kan forutsi konsekvenser av endringer som oppstår pga. planmessige tiltak og uforutsette hendelser i vannforsynings-systemet. Bruk av modeller gir muligheter til å beregne konsekvenser av komplekse årsakssammenhenger, og er nyttig både ved daglig drift, ved beslutninger om utbedring og ved beredskapsplanlegging.

Det er omfattende informasjon som inngår som datagrunnlag i modeller, for eksempel ledningsgeometri, dimensjoner, rørmaterialer, installasjoner (pumper, basseng), ventiler (reduksjons-, tilbakeslags-, avstengingsventiler med mer), vannuttak (størrelse på enkeltuttak og variasjon i vannføring), ledningsnettets innvendige beskaffenhet (ruhet) og driftskontrolldata. Feil i grunnlagsdata vil kunne føre til feil beslutninger, og det er derfor viktig at det gjøres et grundig forarbeid med registrering og kvalitetssikring av alle grunnlagsdata, og at analyser blir utført av personell med kompetanse til å vurdere beregningsresultatene anvendelighet i ulike sammenhenger.

Hydrauliske modeller benyttes til kapasitetsvurderinger (drikkevann og brannvann), beregning av dimensjoner på ledninger, pumpekapasiteter, dimensjonering av høydebas-seng med mer. Ved systemanalyser kan man vurdere utformingen av ledningsnett med hensyn til leveringssikkerhet og vannets oppholdstid, og man kan vurdere hvordan foruren-sninger vil kunne spres i ulike deler av systemet. En hydraulisk modell vil også kunne være et nyttig verktøy i daglig drift. Modellen gir muligheter til å forstå hvordan vannet strømmer i ledningsnett, og er et godt redskap for å tolke observasjoner. En viktig nytte er å kunne forutse effekten av ulike driftstiltak på nettet på en oversiktlig måte. Eksempler på dette er konsekvenser av at ventiler stenges eller åpnes og konsekvenser av store vannføringsendringer, for eksempel uttak av vann til brannslukking eller spyling.

Rehabilitering er ressurskrevende, og det er derfor viktig å kunne prioritere slik at de riktige ledningene/områdene blir rehabilitert til rett tid. Ved å sammenholde statistikk over feil på ledningsnett med data om materialer, anleggsår, omfyllingmaterialer, lokalisering av feil med mer, kan sannsynligheten for at feil vil oppstå estimeres for enkeltledninger eller forsyningsområder. Forventet feilrate kan brukes som en indikator på behovet for fornyelse av ledningsnett. I en pålitelighetsanalyse tar man hensyn til konsekvensene av svikt i vannforsyningen. I en slik analyse kombineres sannsynligheten for at noe svikter (forventet feilhyppighet), hydrauliske konsekvenser av svikt, konsekvenser for abonnentene og tiden det tar å utbedre forholdene. Slike analyser vil kunne synliggjøre hvilke ledninger som er mest kritiske mht. leveringssikkerhet.

Automatisk varsling om lavt trykk og lekkasjer gir mulighet for rask reaksjon slik at innsug av forurensninger i ledningsnett og øvrige konsekvenser kan minimaliseres. Dette



Figur 5.16: Mer informasjon om *Legionella* finnes i Folkehelseinstituttets veileder «Forebygging av legionellasmitte»

forutsetter hydrauliske modeller som beregner i "sann tid", dvs. på basis av automatisk registrering av trykk og vannføring i ledningsnett.

5.7 Drift og vedlikehold av ledningsnett

For å kunne levere hygienisk tilfredsstillende vann kreves et systematisk vedlikehold. Blant annet må ledningene rengjøres. Rutinemessig rengjøring må planlegges ut fra detaljert kjennskap til ledningsnett. Det kan være nyttig å undersøke nettet med rørinspeksjonskamera for å finne brudd, forskyvninger og avleiringer. Spyling av ledninger fjerner begroing i ledningsnett. Dette kan gjøres på flere måter, for eksempel ved spyling med høyt trykk, eller med renseplugg eller skraping.

Når man planlegger nye ledninger, må det legges til rette for rengjøring. Det må blant annet være mulig å bruke renseplugg. Det må finnes nok spyleventiler med tilstrekkelig dimensjon, og spylevannet må kunne dreneres eller pumpes vekk. Det er også viktig at man utstyret ledningsnett med avstengningsventiler. Ved hjelp av slike ventiler er det mulig å avgrense de delene av ledningsnett som blir trykkløse i forbindelse med reparasjoner. Spyling av ledningsnett kan med fordel utføres om natten fordi vanntrykket da er høyest og spylingen gir minst ulemper for abonnentene.

Vanlig spyling fjerner i hovedsak løst slam, og egner seg best for rørdimensjoner opp til 150 millimeter. Resultatet blir bedre jo større hastighet man kan spyle med. Minimumshastigheten bør være 1 meter per sekund. Spylingen bør vedvare til vannet er rent. Det er viktig at vannføringen ikke blir så stor at det blir undertrykk på vannledningsnett.

Nylagte og reparerte vannledninger kan være forurenset av kloakk, overvann, jord og lignende. Faren for forurensning er stor fordi ledningsnett er trykkløst mens denne typen arbeid pågår, og man må derfor ta særlige hensyn. Lengden på ledningsstrekke som er trykkløst, bør begrenses mest mulig. Den åpne enden av røret bør alltid tettes med plugg, tett deksel eller tilsvarende ved avbrudd i arbeidet. Grøftevann må ledes vekk slik at reparasjonsstedet er tørrlagt. Nylagte og reparerte ledninger må alltid rengjøres og desinfiseres før de blir tatt i bruk. Hele ledningsstrekningen bør fylles med vann som inneholder minimum 10 milligram klor per liter, og som får virke i 24 timer (eventuelt med høyere konsentrasjon over kortere tid, jf. ct-verdi i kloreringskapittelet). Etter spyling og desinfisering av ledninger, bør det tas prøve for bakteriologisk analyse.

I høydebasseng kan organisk og uorganisk materiale i vannet sedimentere til bassengbunnen. Dette kan gi grunnlag for oppvekst av mikrober med påfølgende høye kimtall og/eller lukt- og smaksproblemer. I likhet med ledningsnett, er også bassengene utsatt for korrosjon. Etter nybygging eller reparasjon av et høydebasseng, kan det ligge igjen sand, jord eller rester av byggematerialer, og smittefarlige mikrober kan ha kommet inn i høydebassenget. Dette kan innebære helseisiko eller gi bruksmessige ulemper for forbrukerne. Nye og reparerte basseng må derfor rengjøres og desinfiseres før de tas i bruk. Rutinemessig rengjøring av bassenger er også viktig for å forebygge beleggdannelse.

Rehabilitering av korroderte støpejernsledninger er vanskelig. Før slike rør skrapes innvendig, bør det være etablert en vannbehandling for korrosjonskontroll. Hvis vannet er like aggressivt etter innvendig skraping av ledningene, vil resultatet bli et kraftig rustfarget vann ut av springen i lang tid. Når rustknoller fjernes slik at jernoverflaten blir blottlagt enkelte steder, mens rester av knoller fremdeles dekker andre deler av flaten, vil det dannes en galvanisk strøm som forsterker korrosjonen. Rust som dannes og løsner fra blottlagte flater, vil kunne sedimentere i ledningsstrekke med lav vannhastighet og starte

galvanisk korrosjon der. Det samme vil skje ved sedimentering av begroingsbelegg. Kunstig lekkasje (styrt tapping) kan være en løsning for å motvirke slik korrosjon. Også for mørtelforede ledninger, hvor vannet har høy pH-verdi, kan det å etablere en kunstig lekkasje avhjelpe problemet. Alternativt kan det lages en forbindelse tilbake til hovedledningen, slik at vannet får større utskiftningshastighet.

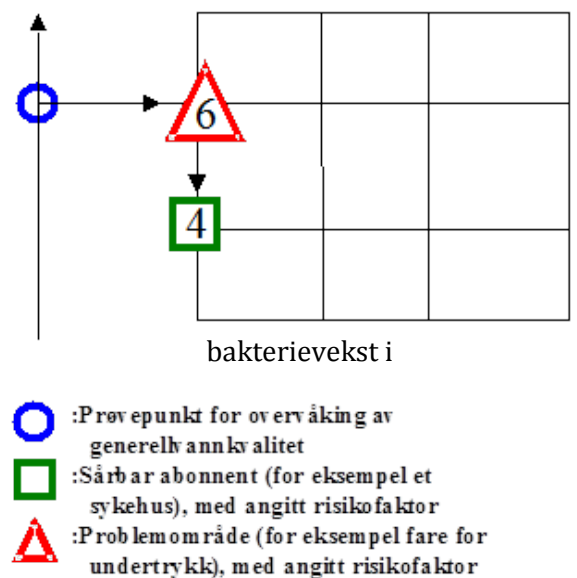
Vannverket har plikt til å informere brukerne om forhold som kan ha betydning for vannets kvalitet eller leveranse. Rengjøring av ledninger og bassenger kan gi ulemper for brukerne med grumset og farget vann, korte avbrudd i vannforsyningen, tetting av stikkledninger eller sterk klorsmak på vannet.

5.8 Kontroll av vannkvalitet i forsyningsnettet

Hovedmålet er å gi et representativt bilde av vannkvaliteten levert til forbruker gjennom året. Kontroll av drikkevannet etter at det har forlatt behandlingsanlegget, såkalt nettkontroll, er en del av vannverkets kvalitetskontroll av at drikkevannet har forskriftsmessig kvalitet. Uttatte vannprøver fra ledningsnettet vil utgjøre et meget lite volum sammenlignet med de totale vannmengdene som passerer. Analyser av vannet har derfor klare begrensninger når det gjelder å fange opp sporadisk forekommende utilfredsstillende vannkvalitet. For å gi en best mulig representativitet, er det viktig at valg av prøvepunkter og prøvefrekvens er basert på en risikovurdering, hvor kartlegging av kritiske faktorer som kan få innflytelse på vannkvaliteten er et viktig element.

For best mulig å ivareta hensikten med å analysere vann i ledningsnettet, trenger man både faste prøvepunkter som er plassert slik at de gir uttrykk for den generelle vannkvaliteten i ledningsnettet, og prøvepunkter som er plassert slik at de vil kunne fange opp uforutsette vannkvalitetsendringer. Eksempler på problemområder er:

- Områder hvor det har vært registrert eller har vært mistanke om vannbårne epidemier.
- Områder med dårlig ledningsnett, eller med ustabile grunnforhold
- Områder hvor det tidligere har vært registrert eller mistanke om innsug av vann.
- Områder hvor abonnentene klager på dårlig vannkvalitet.
- Områder der tidligere prøvetaking har avdekket ledningsnettet
- Ledningsnett der man ut fra tidligere driftserfaringer vet at det akkumuleres slam eller at det opptrer korrosjonsproblemer.
- Endeledninger hvor man har mistanke om dårlig vannkvalitet (høy pH, dårlig lukt og smak).
- Høydebasseng eller utjevningsbassenger der det foreligger mulighet for inntrenging av forurenset vann. (for eksempel bassenger som er sprengt ut i fjell)



Figur 5.17: En sårbar abonnent er lokalisert i et område med stor risiko for utilfredsstillende vannkvalitet. Dette er et aktuelt område for plassering av et prøvepunkt. I tillegg er et prøvepunkt for generell vannkvalitet markert.

Tabell 5.3: Aktuelle prøveprogrammer ved noen vanlige problemer på vannforsyningsnettet

Problem	Prøveprogram
Ledningsbrudd, store lekkasjer, ustabile grunnforhold, tilfrosne ledninger, store ledningsreparasjoner	Bakteriologiske prøver og fysisk/kjemiske prøver (TOC, turbiditet, pH) tas like etter at hendelsen har skjedd, oppstrøms og nedstrøms. Effekten av rengjøring og desinfeksjon av ledningsområdet, sjekkes ved tilsvarende analyser inntil kvaliteten er tilfredsstillende.
Områder hvor det tidligere har vært registrert eller har vært mistanke om innsug av vann utenfra	Bakteriologiske prøver og fysisk/kjemiske prøver (TOC, turbiditet, pH, lukt/smak) oppstrøms og nedstrøms samtidig med generelt prøveprogram.
Område hvor det klages på dårlig vannkvalitet, lukt/smak, grumset vann eller hvor man har registrert høyt bakterietall, slamproblemer eller korrosjonsproblemer	Bakteriologiske prøver og fysisk/kjemiske prøver (TOC, turbiditet, pH, lukt/smak) oppstrøms og nedstrøms like etter klage er mottatt. Spesielle parametere for begroingspotensial (AOC/BDOC) og korrosjon (alkalitet, Ca, Fe, Cu) vurderes
Endeledninger hvor man har mistanke om dårlig vannkvalitet (høy pH, dårlig lukt og smak)	Bakteriologiske prøver og fysisk/kjemiske prøver (TOC, turbiditet, pH, lukt/smak) tas hos abonnent i enden av ledningen, samtidig med generelt prøveprogram.
Mistanke om forurensning fra høydebasseng til ledningsnettet	Bakteriologiske prøver tas etter tilknytningspunkt til ledningsnettet, samtidig med generelt prøveprogram inntil verifikasjon eller avkreftelse.
Område hvor det har vært registrert eller har vært mistanke om vannbårne epidemier	Bakteriologiske prøver tas så snart som mulig (hurtigmetoder) i, før og etter problemområde. Epidemiologiske vurderinger gjøres av lokale helsemyndigheter. NB! Raske tiltak uavhengig av resultat fra vannprøver (varsling, kokepåbud, sterkklorering, ledningsnetttiltak)
Tilknytningspunkt for sårbare institusjoner som sykehus, skoler, eldresentra, barnehager og bedrifter som er totalt avhengig av god vannkvalitet	Bakteriologiske prøver og fysisk/kjemiske prøver (TOC, turbiditet, pH, lukt/smak) tas på bedriften/institusjonen samtidig med generelt prøveprogram.

Sårbare abonnenter er abonnenter som er spesielt avhengig av forskriftsmessig vannkvalitet. Eksempel er sykehus, sykehjem, eldresentra, barnehager, skoler og næringsmiddelbedrifter.

Prøvepunkter kan velges basert på en risikoanalyse. Å fastsette risiko innebærer å vurdere sannsynligheten for at en uønsket hendelse skal forekomme, og konsekvensen av en slik hendelse. En måte å rangere risiko på, er å tallfeste denne på grunnlag av en skjønnsmessig vurdering av sannsynlighet og konsekvens.

Ved plassering av prøvepunktene lokaliseres først punktene som skal gi et uttrykk for den generelle vannkvaliteten. Hovedkriteriet for fastsettelse av disse punktene er at de skal være representative for flest mulig abonnenter, det vil si at de bør lokaliseres i områder med de største vannuttakene. For å plassere prøvepunkter for overvåking av kritiske punkter/soner, er det hensiktsmessig å angi de beregnede risikofaktorene på kartgrunnlaget, for eksempel ved bruk av ulike symboler for henholdsvis sårbare abonnenter og problemområder. Dette er skjematisk vist i figur 5.18.

Drikkevannsforskriften angir en minste årlig prøvetakingsfrekvens fra prøvepunkter for overvåking av representativ vannkvalitet som leveres forbruker. Behovet for hyppigere prøvetaking enn angitt i forskriften må vurderes på grunnlag av omfang av problemområder og problemenes karakter. Det er naturlig at det tas hyppigere prøver fra punkter i områder med høy risikofaktor. Erfaringer etter en tids prøvetaking vil danne grunnlag for å vurdere endringer. Dersom vannkvaliteten fra samme prøvepunkt varierer, vil det være aktuelt å øke frekvensen. Hvis vannkvaliteten fra samme punkt er stabil, mens variasjon-

ene mellom prøvepunkter er stor, er det aktuelt å utvide antall prøvepunkter, eller bytte ut prøvepunkter. Prøvene må være jevnt fordelt over året for at de skal kunne gi et representativt bilde av vannkvaliteten.

For å fastslå graden av kvalitetsendring i ledningsnett, bør det tas prøve av rent vann ut fra behandlingsanlegget hver gang det tas prøver fra nettet. Ledningsevne er en god parameter for å teste om det har skjedd innsug av forurenset vann på nettet. Alternativt kan det benyttes kontinuerlig trykkovervåking i utsatte soner. Kimtallsanalyser bør også tas ved mistanke om innsug. Økt farge og turbiditet kan indikere korrosjon i ledningsnett.

Kontrollen som hittil er beskrevet, er den rutinemessige overvåkingen av vannkvaliteten på ledningsnett. I tillegg vil det være behov for kontroll i forbindelse med hendelser som krever særskilt oppfølging. Eksempler på dette er klager på vannkvaliteten, mistanke om at vannet kan være bakteriologisk forurenset på grunn av ekstraordinære forhold som ledningsbrudd, store vannuttak til brannslukking med mer. I slike tilfelle må det etableres egne, tidsavgrensede prøveprogram som skal bidra til å klargjøre problemomfang, årsaker og behov for tiltak. Resultat av analyser fra disse undersøkelsene må ikke inngå som en del de rutinemessige analysene som rapporteres til myndighetene, fordi dette vil gi et feil bilde av vannkvaliteten over året.

5.9 Referanser

- Dybing E. m.fl. 2007.** Drikkevannsledninger av asbest og mulig kreftisiko. Rapport 2007: 3. Nasjonalt folkehelseinstitutt.
- Flatin A. m.fl. 2009.** Erfaringer med lekkasjekontroll. Rapport 171. Hamar: Norsk Vann.
- Folkehelseinstituttet 2016.** Miljø og helse – en forskningsbasert kunnskapsbase. www.fhi.no/nettpub/mihe
- Lindholm O. m.fl. 2012.** Veiledning i dimensjonering og utforming av VA-transportsystem. Rapport 193. Hamar: Norsk Vann.
- Lindholm O. m.fl. 2006.** Vannledningsnett i Norge – På bedringens vei? Vann 1.
- Lund V. m.fl. 2011.** Long-term study of migration of volatile organic compounds from cross-linked polyethylene (PEX) pipes and effects on drinking water quality. J Water Health. 2011;9(3):483-
- Standard Norge 2002.** NS-EN 1717. Beskyttelse mot forurensning av drikkevann i drikkevannsinstallasjoner og generelle krav til utstyr for å hindre forurensning ved tilbakestrømning
- Ording F. 2015.** Tilbakestrømningssikring - veiledning til vannverkseiere. Hamar: Norsk Vann.
- Pettersen J.E. 2015.** Forebygging av legionellasmitte- en veiledning. Nasjonalt Folkehelseinstitutt.
- Pettersen J.E. m.fl. 2015 (2).** Drikkevannsledninger. Vurdering av hygienisk sårbarhet basert på vannverkenes rapportering i 2011 Nasjonalt Folkehelseinstitutt.
- Sirum J. m.fl. 2011.** Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng. Rapport 181. Hamar: Norsk Vann.
- Sjøvold F. m.fl. 2008.** Helsemessig sikkert vannledningsnett. Hamar: Norsk Vann.
- Storhaug R. m.fl. 1999.** System for valg av prøvepunkter på drikkevannsanlegg og ledningsnett. Aquateam, rapport nr 99-030
- Wahl E. 2005.** Kartlegging av mulig helserisiko for abonnenter berørt av trykkløst vannledningsnett ved arbeid på ledningsnett. Rapport 143. Hamar: Norsk Vann.
- Ødegaard H. m.fl. 2012.** Vann- og avløpsteknikk. Hamar: Norsk Vann.

6. Internkontroll

6.1 Krav til internkontroll

Uansett hvor gode vannkilder man har og hvor god den tekniske utformingen av vannverket er, så er det menneskene som driver vannverket som er avgjørende for at vannforsyningen alltid er trygg. Drikkevannsforskriften krever derfor at det skal føres internkontroll. Vannverkseier må, i dialog med det lokale Mattilsynet, tilpasse internkontrollen til det enkelte vannverk. Systemene som etableres skal hele tiden være under kritisk vurdering. Nye erfaringer og vurderinger, endringer i regelverk, systemrevisjoner og annet skal føre til at systemet kontinuerlig videreutvikles. Dette vil igjen føre til at kvaliteten på vannforsyningen forbedres. I det følgende omtales hovedpunkter i internkontrollen.

6.2 Farekartlegging og farehåndtering

En grundig farekartlegging er nødvendig for å identifisere alle farer som kan true vannforsyningen. Når farene er identifisert må man iverksette farehåndtering som reduserer sannsynligheten for at problemer skal oppstå og som reduserer konsekvensene av en eventuell svikt. All svikt kan ikke forebygges, men ved vurdering av om et forebyggende eller konsekvensreduserende tiltak skal gjennomføres, anbefaler Folkehelseinstituttet at man bør holde risikoen så lav som praktisk mulig, det vil si at man gjennomfører tiltakene, med mindre det kan dokumenteres at det er et urimelig misforhold mellom kostnader/ulemper og nytte. Veiledningen «Økt sikkerhet og beredskap i vannforsyningen» (Mattilsynet 2006) er et nyttig redskap i dette arbeidet.

6.3 Drikkevannsdokumentasjon

Alle elementer i internkontrollen må dokumenteres. Det avgjørende er ikke hvordan dokumentasjonen er utformet, men at den faktisk blir brukt, at den er lett å oppdatere ved behov, og at det raskt går an å finne fram til all nødvendig informasjon, både under daglig drift og når det oppstår problemer som raskt må takles.

6.4 Kompetanse og opplæring

Det bør stilles krav til kompetanse og opplæring for vannverkspersonell, og dette må omfatte både tekniske systemer og vannhygiene. Opplæring gis før den enkelte overtar ansvaret for en oppgave, og det er viktig med rutiner for vedlikehold og oppdatering av kunnskapene. Det bør etableres rutiner for å sikre og dokumentere at nødvendig opplæring er gitt. Viktige elementer i så måte er stillingsbeskrivelser og kunnskapskrav, samt opplæringsplaner og kursmatriser.

6.5 Vedlikeholdssystem

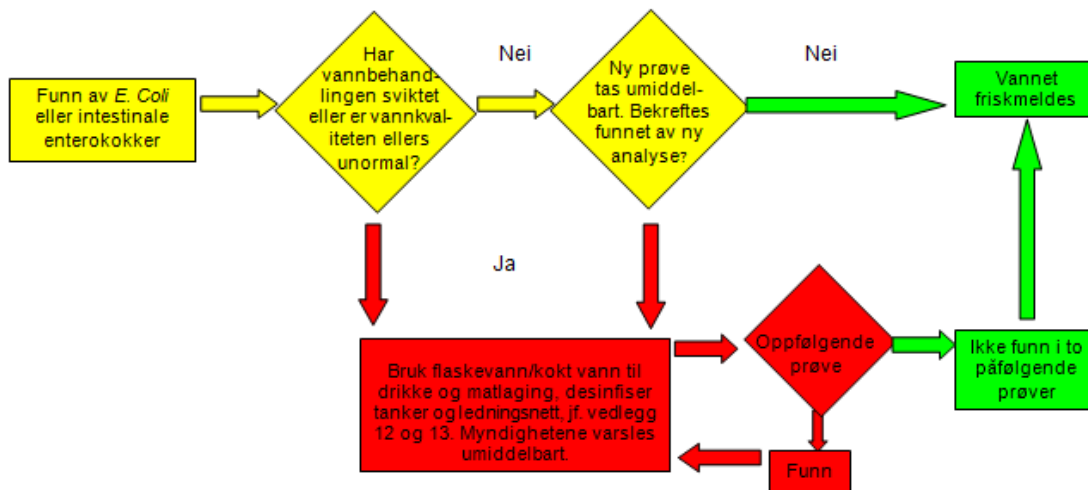
En rekke komponenter i et drikkevannssystem krever regelmessig vedlikehold for at anlegget skal fungere trygt over tid. Vedlikeholdsprogrammet skal beskrive omfang og frekvens av vedlikehold. Leverandøren av utstyret bør fremlegge dokumentasjon over hvilket vedlikehold som anses nødvendig, men vannverkseier må gjøre en selvstendig vurdering av disse anbefalingene. For hvert av elementene som inngår i vedlikeholdssystemet, bør det utarbeides en jobbeskrivelse som dekker ansvar, nødvendige sikkerhetstiltak og en beskrivelse av hvordan jobben skal utføres i praksis.

6.6 Innsamling, bearbeiding og bruk av data

Drikkevannsanalyser er en viktig del av driftsoppfølgingen, men det er minst like viktig å samle data om kritiske driftsparametere, samt om arbeid som utføres på drikkevannssystemet. Disse dataene er nødvendige for erfarings- og informasjonsoverføring mellom personellet, og gjør det også mulig å oppdage feil og forandringer på et tidlig tidspunkt, mens vannanalyser først vil kunne dokumentere situasjonen i etterkant. Vannverkseier bør selv vurdere hvilken form datainnsamlingen skal ha og hvilke rutiner som må på plass for bruk av dataene, men drikkevannsforskriftens krav til opplysningsplikt og rapportering må uansett ivaretas.

6.7 Avviksbehandling

Drikkevannsforskriften krever at avvik blir håndtert snarest mulig. Ved vannkvalitetsavvik skal dessuten både abonnenter og Mattilsynet varsles. Både avvik fra myndighetskrav og fra interne krav og rutiner som er fastsatt for å nå forskriftens mål skal følges opp. Avvik skal korrigeres, årsakene skal klarlegges, og korrigerende tiltak skal settes i verk for å hindre at avviket oppstår igjen. Ved påvisning av de to mest alvorlige indikatorene på smitte, *E. coli* og intestinale enterokokker, anbefaler Folkehelseinstituttet følgende tiltak:



Figur 6.1: Anbefalt oppfølging ved påvisning av *E. coli* og intestinale enterokokker (Figur: Karin Melsom)

6.8 Beredskap

Med utgangspunkt i den gjennomførte farekartlegging og farehåndtering, utarbeides en beredskapsplan for hvordan man skal forholde seg til den gjenværende risikoen. Denne strategien har som formål både å redusere risikoen for at problemer oppstår, og etablere rutiner for hvordan man takler problemer som likevel oppstår. Beredskapsplanen bør blant annet omfatte følgende situasjoner:

- Utbrudd av vannbårne epidemier
- Mikrobiell eller kjemisk forurensning av drikkevannet som gjør det uegnet til bruk
- Tilfeller med avbrudd i vannforsyning, for eksempel grunnet lekkasjer, feilhandlinger, sabotasje, terror, teknisk svikt, tørke, ras, flom eller naturkatastrofer etc.
- Svikt i desinfeksjonen og annet som setter tryggheten for godt drikkevann i fare

6.9 Internrevisjon

Vannverkseier skal sikre at drikkevannet er helsemessig trygt og egnet til bruk, og må derfor jevnlig gjennomføre tiltak for verifisere at alle elementene i internkontrollen fungerer godt. Eksempler på elementer som bør sjekkes, er:

- Blir tiltak beskrevet i internkontrollen gjennomført på korrekt måte?
- Er farekartleggingen og farehåndteringen oppdatert?
- Er øvrig styrende dokumentasjon oppdatert?
- Er vannkvalitetsutviklingen tilfredsstillende?
- Er vedlikeholdsutviklingen tilfredsstillende?
- Er tekniske anlegg fortsatt tilfredsstillende?



Figur 6.2: Dersom man under internrevisjonen for eksempel avdekker at UV-anlegget ikke drives korrekt (her er anlegget i drift, på tross av at én UV-lampe ikke virker og én indikatorlampe ikke virker), må man korrigere feil, samtidig som man avdekker hva som har sviktet og hvordan dette kan unngås i fremtiden. Er driftsrutiner, styrende dokumentasjon eller opplæring mangelfulle i dette tilfellet? (Foto: Eyvind Andersen)

6.10 Referanser

Jaatun M.G. m.fl. 2013. Sikkerhet og sårbarhet i driftskontrollsystemer for VA-anlegg. Rapport 195. Hamar: Norsk Vann.

Mattilsynet 2006. Økt sikkerhet og beredskap i vannforsyningen.

The Health and Safety Executive. ALARP at a glance. www.hse.gov.uk/risk/theory/alarpglance.htm

www.fhi.no

Utgitt av Folkehelseinstituttet
Desember 2016
Postboks 4404 Nydalen
NO-0403 Oslo
Telefon: 21 07 70 00
Rapporten kan lastes ned gratis fra
Folkehelseinstituttets nettsider www.fhi.no