

Matematiske strømnings- og spredningsmodeller – nyttig simuleringsverktøy ved vurdering av drikkevannskilders sårbarhet for mikrobiell forurensning

Av Ingun Tryland, Torulv Tjomsland og Øyvin Østensvik

Ingun Tryland og Torulv Tjomsland er begge forskere ved Norsk institutt for vannforskning. Øyvin Østensvik er førsteamanuensis ved Norges veterinærhøgskole.

Sammendrag

Innsjøer, med dypvannsinntak, er mye brukt som drikkevannskilde i Norge. Ved stort vannvolum som gir solid fortykning og en oppholdstid som tillater utdøing og sedimentasjon, vil vannkilden ofte fungere som en hygienisk barriere mot smittestoffer som tilføres. I hvilken grad sykdomsfremkallende bakterier, virus og parasitter (patogener) kan transporteres fra forurensningskilde til dypvannsinntak, avhenger blant annet av værforhold (sirkulasjon i vannmassene), avstand fra forurensningskilde, og av patogenenes overlevelsessevne og sedimentasjon. Matematiske strømnings- og spredningsmodeller kan være nyttige verktøy for å simulere hvordan patogener med ulike egenskaper transporteres i drikkevannskilder. Simulering av spredning av ”tenkte” patogentilførsler i Maridalsvannet viste at *Escherichia coli* ikke

var en god indikator på forekomst av patogener med lengre overlevelse. Simuleringene viste dessuten at få patogener nådde vanninntaket dersom de var festet til partikler med høy sedimentasjonshastighet. Ved lavere sedimentasjonshastighet ble patogenene transportert lenger og kunne påvirke vanninntaket selv i perioder med sprangsjikt.

Summary

Mathematical current and water quality models – useful simulation tools for assessing the vulnerability of drinking water sources with regard to microbial pollution.

Lakes, with deep-water intake, are often used as drinking water sources in Norway. Such water sources may act as hygienic barriers against pathogens due to dilution in large water volumes and re-

tention times allowing die-off and sedimentation. To what extent microbial pathogens (bacteria, viruses and parasites) may be transported from a faecal source to the deep-water intake depends on e. g. weather conditions (water circulations), the distance from the faecal source, and pathogen persistence and sedimentation. Mathematical models may be useful for estimating the transport and survival of different pathogens in a water source. Simulations of the transport of pathogens in Maridalsvannet, from a “thought” discharge to the drinking water intake, showed that *E. coli* was not a good indicator of pathogens with long persistence. The simulations also showed that few pathogens reached the water intake if the pathogens were attached to particles with high sedimentation rates. With lower sedimentation rates the pathogens were transported a longer distance and affected the water intake even in periods with stratification.

Innledning

En rekke sykdomsfremkallende bakterier, virus og parasitter (patogener) kan forårsake vannbårne utbrudd dersom de forurenser drikkevannskilden og ikke fjernes eller inaktiveres før drikkevannet når konsumentene. *Giardia*-utbruddet i Bergen i 2004, der mer enn 1500 personer ble diagnostisert med sykdom, var en alvorlig påminnelse om dette. Kunnskap om mulig forekomst av patogener i nedbørfeltet, om hvilke forhold som kan føre til at patogenene transporteres til råvannsinntak for drikkevann, til hvilket nivå, er viktig for at vannverkseier skal

kunne avgjøre hva som trengs av tiltak for å sikre at ferdigbehandlet drikkevann er hygienisk trygt til enhver tid. Nøvendige tiltak kan være restriksjoner eller andre tiltak i nedbørfeltet for å unngå forurensning, overvåking av mulige forureningskilder og ikke minst en optimal vannbehandling og desinfeksjon.

I arbeidet med å kartlegge og overvåke forureningsssituasjonen i en drikkevannskilde, utføres i dag hovedsakelig mikrobiologiske analyser av råvannet. Påvisning av spesifikke patogener i vann er ofte komplisert og dyrt. Fravær av en patogen sier dessuten lite om risikoen for forekomst av andre patogener, og enkelte patogener kan utgjøre en risiko selv ved lavere konsentrasjoner enn man kan måle. Den mikrobielle råvannkvaliteten overvåkes derfor rutinemessig ved å bestemme antall fekale indikatorbakterier. *Escherichia coli* gir viktig informasjon om i hvilken grad vannkilden er påvirket av fersk fekal forurensning, og sier derfor noe om risikoen for at det også kan være patogener i vannet.

Noen patogener (hovedsakelig virus og parasitter) overlever lenger i vann enn *E. coli*. *Clostridium perfringens* og intestinale enterokokker har derfor vært brukt som indikatorer for mulig nærvær av patogener med lang overlevelse. Flere studier viser liten korrelasjon mellom indikatorbakterier og patogener i vann, så bruk av indikatorbakterier er ikke alltid pålitelig for å angi reell helserisiko (Åström m.fl. 2007; Costan-Longares m. fl. 2008). Kun en liten del av vannmassene blir dessuten analysert for eksempel ukentlig/månedlig, slik at forurenings-

episoder kan forekomme uten å bli oppdaget. I tillegg til å utføre vannanalyser, er det derfor viktig at vannverkseier har oversikt og kontroll med råvannskvaliteten basert på en risiko og sårbarhetsanalyse. I samsvar med drikkevannsforskriften må vannverk med sårbare vannkilder ha kjennskap til alle etableringer og aktiviteter som finnes i nedbørfeltet og i hvilken grad disse kan påvirke drikkevannets hygieniske kvalitet.

Patogener som overlever lenge i vannmiljøet, har lav infektiv dose og som er motstandsdyktige mot ulike desinfeksjonsmetoder, utgjør en spesiell utfordring for vannverk dersom de er til stede i råvannet. Eksempler på slike patogener er parasitter som tolererer klor i de doser som brukes i Norge i dag (VKM, 2009) og enteriske adenovirus og delvis rotavirus som til en viss grad kan overleve UV-bestråling med dagens doser (Shin m.fl. 2009; Li 2009). Ved planlegging av fremtidig vannforsyning må det tas hensyn til at endringer i samfunn og klima kan påvirke utbredelsen av infeksjoner (smittepresset) blant mennesker og dyr i Norge. Klimaendringer i form av hyppigere og mer kraftig nedbør kan dessuten føre til økt tilførsel av slike smittestoffer til drikkevannskilder, på grunn av økt avrenning fra områder med dyrefekalier eller økte lekkasjer og overløp fra kloakk-anlegg i nedbørfeltet.

Innsjøer, med dypvannsinntak, er mye brukt som drikkevannskilde i Norge. Ved stort vannvolum som gir solid fortynning, og en oppholdstid som tillater utdøing og sedimentasjon, vil vannkilden til en viss grad fungere som en hygienisk

barriere mot smittestoffer som tilføres vannkilden. Matematiske strømnings- og vannkvalitetsmodeller kan være nyttig supplerende verktøy i risiko og sårbarhetsanalyser. NIVA benytter for tiden den 3-dimensjonale modellen GEMSS (<http://www.erm-smg.com>) for å simulere forhold som berører vannkvalitet i innsjøer. Værforhold (lufttemperatur, duggpunkt, globalstråling og vind), vanntemperatur, vannføring i innløp, vannføring i utløp og vanninntak, stoffkonsentrasjoner i innløp og stoffenes egenskaper (bestandighet, sedimentasjon), er input til modellen.

Modellen kan brukes med "dagens" forhold eller fremtidige scenarier som input. Slike modeller kan være nyttig for å simulere spredning av *E. coli* og patogener fra ulike forurensningskilder. Dette kan være til hjelp for å avgjøre hvilke forurensningskilder som påvirker råvannsinntaket mest (Tjomsland m.fl. 2009a) og om råvannsinntaket er optimalt plassert med hensyn på å minimere påvirkningsgraden. Modellene kan kalibreres ved å måle *E. coli* i tilførselskilder og ved vanninntak. De kan være til hjelp for å estimere grad av barrierevirkning i kilden ved ulike årstider ved dagens klima, og i et fremtidig klima der høyere temperaturer vil føre til lengre sirkulasjonsperioder utover høsten og vinteren (Tjomsland og Rohrlack 2008; Bomo m.fl. 2008).

Det er selvfølgelig stor usikkerhet heftet med slik modellering, og modellene er vanskelig å verifisere med målinger. De kan likevel bidra til å gi en bedre forståelse av hvilke parametere og pro-

sesser som er avgjørende for forekomst av patogener ved dypvannsinntak i innsjøer. Modeller er kun en forenklet etterligning av naturen, og kvaliteten på resultatene fra modellene er avhengig av kvaliteten på parametrene som brukes som input. I denne artikkelen har vi samlet og vurdert noe generell inputdata. Dette er kun innledende arbeid. Mer arbeid er påkrevd, ikke minst må inputdata tilpasses lokale forhold.

Kvantitativ input på tilførsler av *E. coli* og patogener til drikkevannskilder

For å modellere mulig spredning av *E. coli* og patogener til dypvannsinntak i innsjøer, trengs verdier på hvor mye *E. coli* og patogener som tilføres innsjøen. Tilførsler av patogener er avhengig av at det finnes syke individer eller friske smittebærere i nedbørfeltet. Er det utelukkende friske dyr og mennesker i nedbørfeltet kan det være *E. coli* og avføring i vannet uten at det er patogener til stede. Som kvantitativ input på tilførsler kan man benytte målte verdier eller estimerte verdier:

Målte verdier

Her bør det analyseres for *E. coli* og aktuelle patogener i tilførselsbekker og punktutslipp som man antar har betydning. Slike analyser bør gjøres ved ulike værforhold, spesielt i situasjoner med kraftig nedbør og stor avrenning da man tenker seg at forurensningsbelastningen er størst. "Spontan" prøvetaking under slike forhold vil kunne fange opp forurensningsepisoder i større grad enn prøvetaking

på faste dager. En ulempe med vannanalyser er uansett at kun en liten del av vannmassene blir analysert, slik at forurensningsepisoder kan forekomme og betydelige mengder *E. coli* og patogener tilføres drikkevannskilden uten å bli oppdaget. Analyser er viktig for å verifisere modellen.

Estimerte verdier

Her kan man starte med å lokalisere (i den grad det er mulig) fekale forurensningskilder i nedbørfeltet (septiktanker, andre avløpsanlegg, gjødsellagre, utspredt gjødsel, beiteområder, luftegårder, husdyr, ville dyr, fugler). For at fekalkilden skal kunne påvirke drikkevannskilden må det være en mulig transportvei (direkte utslipp, mulighet for overflateavrenning, transport under overflaten osv.) mellom fekalkilden og drikkevannskilden eller tilløpsbekker. For fekalkilder med sannsynlig transportvei til vannkilden bør man så anslå mengde *E. coli* og patogener i fekalkildene. Dette kan gjøres ved enten å analysere for patogener i fekalkilden eller en estimering av "mest sannsynlige" verdier basert på gjennomsnittsverdier fra litteraturen. Fra norske og internasjonale studier finnes noe informasjon om typiske mengder patogener i avløpsvann (Robertson m.fl. 2006; Åström m.fl. 2009; Ferguson m.fl. 2009). Det finnes også standardtall for fekalproduksjon per individ, samt noe informasjon om mengde patogener i dyrefekalier (ref i Ferguson m.fl. 2009). Mengden patogener er avhengig av smittesituasjonen i dyrepopulasjonen og gjennomsnittsverdier av mange dyr varierer

gjerne fra ikke påvist til 10^5 per gram dyrefekalier (ref i Ferguson m.fl. 2009). Fremtidig overvåking av forekomst av patogener blant norske dyr og mennesker vil være nødvendig for å fange opp endringer i smittesituasjonen. For "worst case"-simuleringer kan man anta at fekalieene som stammer fra akutt syke individer skiller ut store mengder patogener, eksempelvis 10^{10} *Cryptosporidium* oocyster eller *Giardia* cyster per døgn per individ (VKM, 2009). Personer smittet med rotavirus kan i ekstremtilfeller skille ut opp til 10^{12} virus per gram, og beregninger indikerer at septiktanker kan inneholde opp til 10^{10} virus per liter over en kort periode dersom det er en infisert person i huset (Ferguson m.fl. 2009).

I tillegg til størrelsen på fekalkilden (beregnet som antall *E. coli* eller patogener), er som sagt lokaliseringen svært viktig. Utslipp av (renset) avløpsvann direkte i vannkilde eller tilløpselver vil kunne gi store tilførsler av *E. coli* og patogener. Fekalier fra dyr eller fugler som slippes direkte i vannkilden kan også gi en betydelig "støttilførsel" av *E. coli* og eventuelt patogener (dersom individene er smittebærere) til vannkilden. I slike tilfeller kan mengden tilførte *E. coli* eller patogener til drikkevannskilden beregnes som estimert mengde fekalier eller avløpsvann multiplisert med mengde *E. coli*/patogener per gram fekalier eller avløpsvann. Mesteparten av dyrenes avføring slippes derimot ikke direkte i drikkevannskilden eller i tilførselsbekker, men i landskapet. Parametere som lysforhold (UV), fuktighet og temperatur påvirker overlevelsessevnen av mikro-

organismer under slike forhold. I hvilken grad *E. coli* og patogener fra fekalier i landskapet vil transporteres til vannkilden er blant annet avhengig av avstand til bekker/vannkilde, terrenghelling og løsmassedekning og ikke minst værforhold som gir stor avrenning, som store nedbørmengder og snøsmelting. I hvilken grad patogenene er festet til partikler vil også påvirke transporten. Det er utviklet flere modeller for estimering av transport av *E. coli* og patogener fra fekalikilder i landskapet til vannkilder. Noen modeller baserer seg på overflateavrenning, mens andre også tar hensyn til strømmer under overflaten (Haydon og Deletic 2006; Coffey m.fl. 2007; Oliver m.fl. 2009). Det er gjort forsøk i felt for å måle avrenning av patogener. Tate m.fl. (2000) estimerte f.eks 1,2 % avrenning av *Cryptosporidium* oocyster fra fersk kalvefeces på jord etter 90 minutter med intens nedbør. Generelt viser slike undersøkelser at nedbør og avrenning er sentrale parametere for mobilisering og transport av patogener. Likevel vil hovedparten av patogenene tilbakeholdes i landskapet. Vegetasjonssoner er dessuten et effektivt tiltak for å begrense avrenningen (Tate m.fl. 2006; Miller m.fl. 2007).

Noen norske drikkevannskilder har septiktanker eller andre avløpsanlegg i nedbørfeltet. Mengden *E. coli* og patogener som tilføres vannkilden fra disse avløpssystemene er blant annet avhengig av avløpssystemenes renseevne, tilstand (lekkasjer) og avstand fra kloakkutslipp/overløp/lekkasjer til tilløpsbekker eller selve drikkevannskilden. Estimering av hvor stor fraksjon av fekalkilden (dyre-

fekalier og avløpsvann) som faktisk når drikkevannskilden eller tilløpsbekker er forbundet med stor usikkerhet. Bruk av reduksjonsfaktorer basert på lokalkunnskaper og faglig skjønn, kan være en tilnærming. Ved beregninger i forbindelse med risiko og sårbarhetsanalyser kan man teste ut ulike "worst case"-scenarier: f.eks konsekvens av at dyr i akutt sykdomsfase gjør fra seg direkte i vannkilden, konsekvens av lekkasje fra septiktank eller avløpsledning som mottar avføring fra personer i akutt sykdomsfase osv. Slike beregninger kan synliggjøre mulig effekt av tiltak i nedbørfeltet, for eksempel viktigheten av å rydde opp i usikre avløpsløsninger, inngjerding av husdyr for å unngå at dyrene slipper fekalier i drikkevannskilde eller tilførselsbekker. Andre tiltak kan være forbud mot hold av husdyr i nedbørfeltet eller kontroll med bestanden av ville dyr. Behovet for slike tiltak vil avhenge av lokale forhold, ikke minst hvor stor sikkerhet som er bygget inn i vannforsyningen i form av vannbehandling/desinfeksjon.

Simulering av hvordan patogeners overlevelses- evne og sedimentasjon kan påvirke konsentrasjonene ved dypvannsinntak

Overlevelsesevnen til indikatorbakterier og patogener kan blant annet beskrives ved halveringstider, dvs. tiden det tar før halvdelen er døde/inaktiverte. Halveringstiden i vann vil variere for en og samme mikrobe, og påvirkes av en rekke faktorer blant annet vanntemperatur og lysforhold, samt metoden som brukes for

påvisning. Ved sterk påvirkning av sollys, samt i varmere vann, kan halveringstiden til *E. coli* være få timer, mens i kaldt vann uten lyspåvirkning kan halveringstiden være flere dager (ref i Hipsey m.fl. 2008). I modellberegninger brukes gjerne en halveringstid for *E. coli* på ca ett døgn ved 20 °C, og modellene tar hensyn til at halveringstiden øker ved synkende temperatur. Enkelte virus og parasitter kan overleve betydelig lenger enn *E. coli* (Espinosa m.fl. 2008; Robertson og Gjerde 2006, Peng m.fl. 2008). Halveringstid på en uke eller en måned er ikke uvanlig. Noen påvisningsmetoder for patogener skiller ikke mellom infektive og ikke-infektive stammer/varianter (for eksempel for parasitter). I simuleringene kan man tenke seg et utslipp av infektive patogener, og estimere konsentrasjoner ved råvannsinntaket gitt ulike utdøingshastigheter.

Beiting (patogenene blir spist av større organisme) og sedimentasjon er andre faktorer som kan påvirke forekomst og transport av patogener i vann. Sedimentasjonen kan skyldes egen sedimentasjonshastighet, som er lav, eller sedimentasjonshastigheten til partikler som patogenene fester seg til. Flere studier har vist at en stor andel av tarmbakterier og spesielt virus er festet til partikler. Også oocyster av parasitten *Cryptosporidium* er vist å kunne festes til partikler, men muligens i mindre grad enn virus (referanser i Dornier m.fl. 2006; Hipsey m.fl. 2008). Sedimentasjonshastigheten er blant annet avhengig av partiklenes størrelse og tetthet. Hvilke sedimenterbare partikler som er dominerende i en vannkilde vil

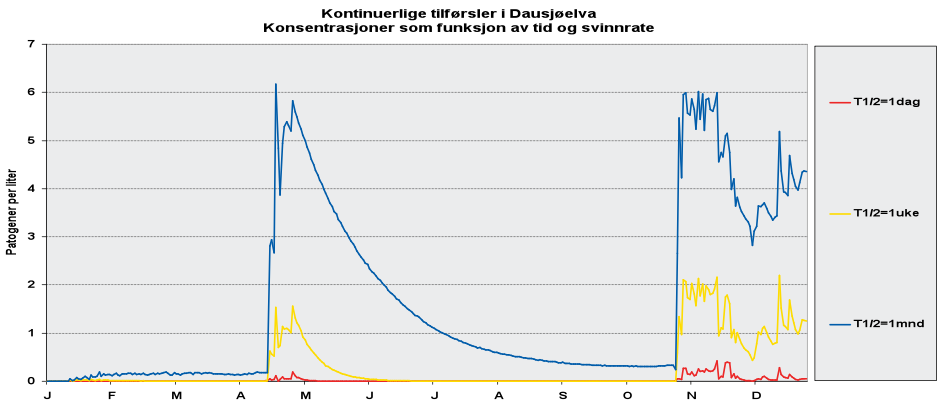
varierte fra vannkilde til vannkilde, med sesong og med værforhold. For innsjøer kan det tenkes at sedimentering med partikler hovedsakelig fører til at patogenene fjernes fra vannet, men sedimenter kan også være en kilde til patogener i vann dersom patogenene resuspenderes (Wu m.fl. 2009).

For å synliggjøre hvordan patogeners ulike utdøingshastighet og sedimentasjon kan påvirke muligheten for at patogenene transporteres til dypvannsinntaket, ble det satt opp en strømnings- og spredningsmodell for Maridalsvannet. Den tredimensjonale strøm- og vannkvalitetsmodellen GEMSS, ble benyttet. Modellen ble kjørt med vannførings- og værdata fra 2006. Effekten av ”tenkte” utslipp av patogener fra ulike lokaliteter i nedbørfeltet, ble simulert (Tjomsland, 2009b). I denne artikkelen viser vi kun resultater fra ”tenkte” utslipp fra Dausjøelva. Dausjøelvas utløp er ca 2 km fra

vannverksinntaket og vanninntaket ligger på ca 36 meters dyp.

Eksempel 1

Det ble antatt kontinuerlige tilførsler av patogener via Dausjøelva, 10^{10} per døgn gjennom hele året. Det ble antatt at patogenene var frittsevendende, dvs ingen sedimentasjon. Spredning av patogener med halveringstider på 1 døgn, en uke og en måned, ble simulert gjennom hele året. Ikke uventet viste simuleringene at dypvannsinntaket var mest utsatt for påvirkning i sirkulasjonsperiodene om våren og utover høsten/vinteren. Grad av påvirkning var svært avhengig av patogenenes overlevelsesevne/halveringstid. Tilførsler av patogener med halveringstid på et døgn påvirket dypvannsinntaket i mindre grad (Figur 1). Ved tilførsel av patogener med halveringstid på en måned, var de simulerte konsentrasjonene ved dypvannsinntaket betydelige, dvs. 6



Figur 1. Simulerte patogenkonsentrasjoner ved dypvannsinntaket i Maridalsvannet gjennom et år, etter kontinuerlige ”tenkte” tilførsler fra Dausjøelva (10^{10} per døgn) av patogener med ulike overlevelsesevner/halveringstider.

patogener per liter i sirkulasjonsperiodene (Figur 1). Ved å anta en mindre kontinuerlig tilførsel fra Dausjøelva, for eksempel 10^7 patogener per døgn, kan de simulerte verdiene reduseres tilsvarende, dvs. med faktor 1000. Det samme kan gjøres for større tilførsler. Historiske data for *E. coli* og vannføring tilsier at ”virkelige” verdier for tilførsler av *E. coli* fra Dausjøelva til Maridalsvannet var gjennomsnittelig ca 7×10^{10} per døgn og maksimalt 2×10^{12} per døgn (Vogelsang, 2006). Simuleringene demonstrerte, ikke uventet, at *E. coli* med antatt halveringstid (ved 20 °C) på 1 døgn ikke er en god indikator for patogener med halveringstid på en måned. Informasjon om hvor lenge aktuelle patogener kan overleve/være infektive i vann, er viktig for å kunne vurdere i hvilken grad kilden (dypvannsinntak i innsjø) fungerer som en hygienisk barriere.

Eksempel 2

Det antatt tilførsler av patogener via Dausjøelva, 10^{10} per døgn i en uke. Dette kan for eksempel stamme fra et tenkt individ som var akutt syk i en uke og der all avføring havnet i utløpet av Dausjø-

elva. Effekt av to slike forurensningsperioder; en uke i juni da det var velutviklet sprangsjikt i Maridalsvannet og en uke i november, uten sprangsjikt, ble simulert. Det ble antatt at patogenene hadde lang overlevelsestid, dvs halveringstid på en måned. Effekten av at patogenene var festet til mindre og større partikler, dvs sedimentasjonshastigheter på 0, 1 og 5 meter per døgn ble simulert. Simuleringene viste at patogener som var festet til større partikler (sedimentasjonshastighet på 5 meter per døgn) påvirket vanninntaket i mindre grad; Maksimum simulert verdi ved drikkevannsinntaket var 1 patogen per 1000 liter dersom utslippet foregikk i juni da det var sprangsjikt i Maridalsvannet og opp til 1 patogen per 100 liter ved utslipp i november. Ved så høy sedimentasjonshastighet ble patogenene i stor grad fjernet ved bunnfelling før de nådde inntaket til drikkevann. Dersom patogenene hadde sedimentasjonshastighet på 1 meter per døgn var inntaket betydelig mer påvirket; opp til 1 patogen per liter ved utslipp i november. Ved utslipp i juni (velutviklet sprangsjikt) ble overflatevannet over vanninntaket raskt påvirket, mens vann-

Sedimentasjonshastighet	Max antall patogener per liter etter utslipp i juni	Max antall patogener per liter etter utslipp i november
0 meter per døgn	0,02	4
1 meter per døgn	0,2	1
5 meter per døgn	0,001	0,01

Tabell 1. Maksimalt antall patogener ved dypvannsinntak i Maridalsvannet etter ”tenkte” utslipp (10^{10} per døgn fra Dausjøelva i en uke) av patogener med ulik sedimentasjonshastighet.

inntaket ble mest påvirket de etterfølgende ukene med et maksimum på 20 patogener per 100 liter. Ved tilsvarende utslipp i juni av patogener uten sedimentasjon, så holdt disse frittsevende patogenene seg svevende over sprangsjiktet utover sommeren og høsten og påvirket vanninntaket først og fremst da sirkulasjonen nådde tilstrekkelig dypt ned i slutten av oktober, med maksimum 2 patogener per 100 l. Utslipp i november av frittsevende patogener viste høyest påvirkning av vanninntaket med opp til 4 patogener per liter, oppsummert i tabell 1.

Som vist i eksempelet er også sedimentasjon viktig for i hvilken grad patogentilførsler til innsjøer vil påvirke dypvannsinntaket. For å forstå dette bedre anbefales det at det utføres studier for å undersøke i hvilken grad patogener festes til partikler, og hvilke sedimentasjonshastigheter som kan være typiske under norske forhold. Dersom man ikke har lokalt målte verdier kan et anslag være at 50 % av patogenene er partikkelbundet, at sedimentasjonshastigheten til frittsevende patogener er lav, ca 2 mm per døgn for *Cryptosporidium* oocyster, og at sedimentasjonshastigheten til partikler er opp til 5 meter per døgn (Dorner m.fl. 2006; Wu m.fl. 2009).

Simulering av patogenkonsentrasjoner i råvann kan gi nyttig input til kvantitativ mikrobiell risikovurdering

Kvantitativ mikrobiell risikovurdering (QMRA) blir i økende grad brukt for å bestemme risikoen for infeksjoner med

ulike patogener knyttet til konsum av drikkevann. Basert på informasjon om mengden vann som drikkes, nivå av infektive patogener i drikkevannet og dose-respons (karakteriserer forholdet mellom dose og forekomst av infeksjoner basert på dyre- og menneskestudier), så kan risikoen for infeksjon per person per år beregnes. QMRA er blitt lansert som et potensielt redskap for å ta beslutninger angående tiltak i vannforsyningssystemet, relatert til det å oppnå kvantitative, helsebaserte mål (Seidu m.fl. 2007; Fiksdal m.fl. 2008). Mindre enn ett tilfelle per 10 000 innbyggere per år er for eksempel foreslått som akseptabelt nivå av vannbårne infeksjoner. For å oppnå så lav risiko indikerer QMRA beregninger at konsentrasjonen av patogener i ferdigbehandlet drikkevann må være svært lav. I henhold til WHO (2004) aksepteres 6 oocyster av *Cryptosporidium* per 10 000 liter og 3 rotavirus per 100 000 liter i ferdigbehandlet drikkevann.

En svensk modell er nylig utviklet der vannverk ved å legge inn informasjon om sitt råvann og vannbehandlingsprosess, kan beregne årlig risiko for infeksjon med ulike patogener blant sine abonnenter (<http://www.svenktvatten.se>). Med denne modellen kan vannverkene få en indikasjon på hvor sårbart vannforsyningsystemet er for endringer i råvannskvaliteten og for svikt i aktuelle vannbehandlingsprosesser (Abrahamsson m.fl. 2009). Ved bruk av innsjøer som drikkevannskilde, kan strøm og spredningsmodeller, som vist over, simulere antall infektive patogener i råvannet etter ulike utslippsscenarioer, værforhold osv.

Dette kan gi nyttige input til QMRA-modeller, deriblant den svenske som allerede er utviklet. Modellene kan være til hjelp for å belyse hvordan infeksjonsrisikoen ved å drikke vann, kan påvirkes av "worst case"-hendelser i nedbørfeltet ved ulike årstider. Dette kan muligens gi nyttige innspill i kommuner der det er kolliderende ønsker mellom kildebeskyttelse og ønske om etableringer og aktiviteter i nedbørfeltet. Modellene kan brukes som supplerende redskap for å ta beslutninger om nødvendige tiltak, for eksempel hvor stor inaktivering som må dimensjoneres i vannbehandlingen for å oppnå akseptabel helserisiko.

I likhet med mange andre modeller er det også store usikkerheter knyttet til det å skaffe gode inngangsdata for beregning vha QMRA, og det blir gjort mange forenkling antagelser som er usikre. Resultatene fra slike beregninger må derfor benyttes med forsiktighet og selvfølgelig suppleres med faglig skjønn.

Referanser

- Abrahamsson JL, Ansker J, Heinicke G. (2009). MRA- Ett modellverktyg för svenska vattenverk. Rapport nr 2009-5. <http://www.svensktvatten.se>.
- Bomo A.M, Tryland I, Tjomslund T, Vogelsang C, Liltved H. (2008). Challenges facing the water works due to climate change. Management practices in the Nordic countries addressing these challenges. I "proceedings" fra den 6. Nordiske Drikkevannskonferansen. 2.-11. juni 2008. s 17-26.
- Coffey R, Cummins E, Cormican M, Flaherty V, Kelly, S. (2007). Microbial Exposure Assessment of Waterborne Pathogens. Human and Ecological Risk Assessment. 13, 1313-1351.
- Costan-Longares A, Montemayor M, Payan A, Mendez, J, Jofre, J, Mujeriego R, Lucena, F (2008). Microbial indicators and pathogens: Removal, relationships and predictive capabilities in water reclamation facilities. Water Research. 42, 4439-4448.
- Dorner SM, Anderson WB, Slawson RM, Kouwen N, Huck PM. (2006). Hydrologic Modeling of Pathogen Fate and Transport. Environmental Science and Technology. 40, 4746-4753.
- Espinosa AC, Mazari-Hiriart M, Espinosa R, Maruri-Avidal L, Mendez E, Arias, CF. (2008). Infectivity and genome persistence of rotavirus and astrovirus in groundwater and surface water. Water Research. 42, 2618-2828.
- Ferguson CM, Charles K, Deere DA. (2009). Quantification of microbial sources in drinking-water catchments. Critical Reviews in Environmental Science and Technology. 39, 1-40.
- Fiksdal L, Ødegaard H, Østerhus SW. (2008). Risiko og sårbarhet i vannforsyningen. VANN. 2, 95-104.
- Haydon S and Deletic A. (2006). Development of a coupled pathogen-hydro-

logic catchment model. *Journal of Hydrology*. 328, 467-480.

Hipsey MR, Antenucci JP, Brookes JD. (2008). A generic, process-based model of microbial pollution in aquatic systems. *Water Resources Research*. 44, 1-26.

Li D, Gu AZ, He M, Shi, HC, Yang, N. (2009). UV inactivation and resistance of rotavirus evaluated by integrated cell culture and real-time RT-PCR assay. *Water Research*. 43. 3261-3269.

Miller WA, Lewis DJ, Lennox M, Pereira MGC, Tate KW, Conrad PA, Atwill ER. (2007). Climate and on-farm risk factors associated with *Giardia duodenalis* cysts in storm runoff from California coastal dairies. *Applied and Environmental Microbiology*. 73, 6972-6979.

Oliver DM, Heathwaite AL, Fish RD, Chadwick DR, Hodgson CJ, Winter M, Butler AJ. (2009). Scale appropriate modelling of diffuse microbial pollution from agriculture. *Progress in Physical Geography*. 33, 358-377.

Peng X, Murphy T, Holden NM. (2008). Evaluation of the effect of temperature on the die-off rates for *Cryptosporidium parvum* oocysts in water, soils and feces. *Applied and Environmental Microbiology*. 74, 7101-7107.

Robertson LJ, Hermansen L, Gjerde B. (2006). Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in sewage in

Norway. *Applied and Environmental Microbiology*. 72, 5297-5303.

Robertson, LJ and Gjerde B. (2006). Fate of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in the Norwegian aquatic environment over winter. *Microbial Ecology*. 52, 597-602.

Seidu R, Heistad A, Lindholm O, Vrale L, Jenssen PD, Stenstrøm TA (2007). Integrating quantitative microbial risk assessment into health risk management of water supply systems in Norway. *VANN*. 4, 329-336.

Shin GA, Lee JK, Linden K.G. (2009). Enhanced effectiveness of medium-pressure ultraviolet lamps on human adenovirus 2 and its possible mechanism. *Water Science and Technology*. 60, 851-857.

Tate KW, Atwill ER, George MR, McDougald MK, Larsen RE. (2000). *Cryptosporidium parvum* transport from cattle fecal deposits on California rangelands. *Journal of Range Management*. 53, 295-299.

Tate KW, Atwill ER, Bartolome JW, Nader G. (2006). Significant *Escherichia coli* attenuation by vegetative buffers on annual grasslands. *Journal of Environmental Quality*. 34, 795-805.

Tjomsland T, Rohrlack T. (2008). Simulated effects in hydrophysics and water quality in lakes due to climate changes. *NIVA-rapport*. 5573-2008.

Tjomsland T, Tryland I, Bakken S, Bjørge F, Glommen. (2009a). Sårbarhetsanalyse av vannverksinntak i Mjøsa ved bruk av matematiske strøm- og vannkvalitetsmodeller. VANN. 1. 22-28.

Tjomsland (2009b). Foredrag på Vannforsyningsdagene Stavanger, 9. juni 2009.

VKM (2009). Risikovurdering av parasitter i norsk drikkevann. Uttalelse fra Faggruppe for hygiene og smittestoffer i Vitenskapskomiteen for mattrygghet. ISBN: 978-82-8082-342-7, 59 s.

Vogelsang C. (2006). NIVA resultatrapport: Undersøkelse av spredning av koliforme bakterier til råvannsinntaket i Maridalsvannet – årsak og mulige tiltak.

WHO (2004). Guidelines for Drinking-water quality, 3. Edition. Volume 1. Recommendations. Chapter 7. Microbial aspects.

Wu J, Rees P, Storrer S, Alderisio K, Dorner S. (2009). Fate and transport modelling of potential pathogens: The contribution from sediments. Journal of the American Water Resources Association. 45, 35-44.

Åström J, Pettersson S, Bergstedt O, Pettersson TJR, Stenström TA. (2007). Evaluation of the microbial risk reduction due to selective closure of the raw water intake before drinking water treatment. Journal of Water and Health. 5, 81-97.

Åström J, Pettersson TJR, Stenström TA, Bergstedt O. (2009). Variability analysis of pathogen and indicator loads from urban sewer systems along a river. Water Science and Technology. 59, 203-212.