

Virus i vatten – skandinavisk kunskapsbank

Jakob Ottoson

Lena Blom

Magnus Simonsson



Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Rörsnät & Klimat
Avlopp & Miljö
Management

SVU styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Anna Linusson, ordförande	Svenskt Vatten
Daniel Hellström, utvecklingsledare	Svenskt Vatten
Per Ericsson	Norrsvatten
Tove Göthner	Sveriges Kommuner och Landsting
Tage Hägerman	Smedjebacken
Stefan Johansson	Skellefteå kommun
Kristina Laurell	Formas
Annika Malm	Kretslopp och vatten, Göteborgs Stad
Lisa Osterman	Örebro kommun
Kenneth M. Persson	Sydvatten AB
Carl-Olof Zetterman	SYVAB

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB
Box 14057
167 14 BROMMA
Tfn 08 506 002 00
Fax 08 506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se
Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Virus i vatten – skandinavisk kunskapsbank
Title of the report:	Viruses in water – Scandinavian knowledge
Författare:	Jakob Ottoson, Statens Veterinärmedicinska Anstalt; Lena Blom, Kretsloppskontoret Göteborg; Magnus Simonsson, Livsmedelsverket
Rapportnummer:	2016-03
Antal sidor:	60
Sammandrag:	Rapporten sammanfattar de tre år långa projektet VISK som var ett skandinaviskt samarbete med syfte att öka den gemensamma kunskapsnivån om virus i vatten och hur man kan hantera denna risk. Rapporten presenterar en del nya resultat och ger en vägledning till övriga publikationer som tagits fram inom ramen för VISK.
Abstract:	The report summarizes the three-year project VISK, a Scandinavian collaboration aiming to improve the knowledge on viruses in water and how to manage this risk. The report presents new results and provides guidance to other publications written within the framework of VISK.
Sökord:	Klimatförändring, dricksvatten, riskvärdering, riskhantering
Keywords:	Climate change, drinking water, risk assessment, risk management
Målgrupper:	Beslutsfattare, myndigheter, vattenproducenter
Omslagsbild:	Stormen Kommunikation
Rapport:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2016
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB
Om projektet	
Projektnummer:	29-123
Projektets namn:	Virus i vatten – skandinavisk kunskapsbank
Projektets finansiering:	Svenskt Vatten Utveckling, Europeiska Unionen

Förord

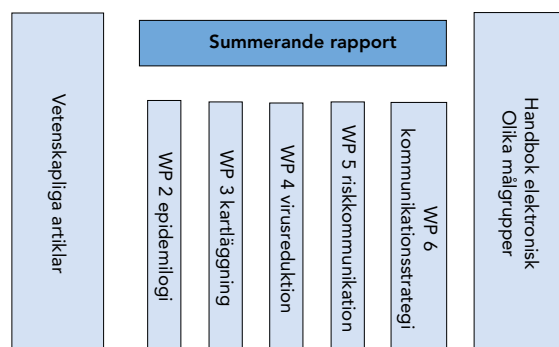
Inom ett samarbete mellan 18 organisationer i de tre skandinaviska länderna har vi inom VISK-projektet (Virus i vatten – skandinavisk kunskapsbank) undersökt problematiken med vattenburna virus i dricksvatten. Vi har försökt hitta sammanhållande lösningar för hur problematiken bör hanteras idag och i framtiden med de klimatförändringar som förväntas. Ett av målen har varit att öka medvetenheten om riskerna för vattenburen virusmitta hos bland annat beslutsfattare och att skapa ett kunskapsnätverk som finns både idag och i framtiden. Genom projektet byggs viruskompetens och analysförmåga upp inom regionen och det skapas internationella nätverk med ledande kunskap kring mikrobiologiska risker i allmänhet och virus i vatten i synnerhet.

Projektet har varit uppdelat inom olika arbetsområden: epidemiologi, kartläggning, virusreduktion, riskkommunikation samt kommunikationsstrategi och resultatspridning. En handbok har publicerats som har personal inom vatten- och avloppssektorn som huvudsaklig målgrupp. Handboken kan laddas ner från VISK-projektets webbplats, <http://visk.nu/handbok/>.

Från varje arbetsområde publiceras också en rapport som vänder sig till beslutsfattare, konsulter och forskare inom miljöteknik och mikrobiologi. Dessutom kommer vetenskapliga artiklar publiceras i internationella tidskrifter i huvudsak riktat mot andra forskare. Syftet med denna rapport är att kunna presentera en helhetsbild av VISK-projektet, inklusive resultat som tillkommit sedan Handboken skrevs, samt att vägleda till övriga mer detaljerade rapporter som tagits fram i projektet. Det kan bli en del upprepningar mellan denna rapport, Handboken och övriga rapporter, men de tjänar olika syften. Här är helheten och vägledningen det viktigaste och vill man få mer, och framför allt mer detaljerade, resultat hänvisas man till respektive arbetspaketrapport och vetenskapliga publikationer. Är man däremot ute efter handfasta råd kring till exempel driftoptimering är det Handboken man ska läsa.

Projektet finansierades av Europeiska Unionen genom Interregprogrammet IV A inom det geografiska området Öresund, Kattegatt och Skagerrack. Svenskt Vatten och de i projektet ingående organisationerna har också bidragit. Vidare är personer från hela projektet delaktiga i den här rapporten och stora delar av texterna är vid något tillfälle författat av någon annan än oss, ingen nämnd, ingen glömd.

Jakob Ottoson,
Lena Blom,
Magnus Simonsson,
redaktörer



Innehåll

Förord.....	3
Sammanfattning.....	6
Summary.....	7
1 Introduktion	9
2 Tarmvirus i befolkningen.....	11
2.1 Epidemiologisk studie i Ale kommun.....	12
2.2 Magsjuka.....	14
2.3 Relationen mellan dricksvattenkonsumtion och risken för magsjuka	16
2.4 Magsjuka i områden med olika dricksvattenproduktion....	17
2.5 Slutsatser för vattenproduktionen i regionen.....	17
2.6 Tarmvirus i musslor.....	18
3 Tarmvirus i ytvatten	20
3.1 Avskiljning av virus i avloppsreningsverket	21
3.2 Hur kan vi bestämma virushalterna i vårt råvatten?	21
3.3 Implikationer	25
4 Virus i dricksvatten.....	27
4.1 Modellvirus i försöken	27
4.2 Konventionell rening av ytvatten.....	28
4.3 Grundvatten och ytvattenpåverkan.....	31
4.4 Membranfiltrering.....	34
4.5 Desinfektion.....	35
4.6 Övervakning av funktion	39
5 Att uppskatta risken med virus i dricksvatten.....	42
5.1 Statistik	42
5.2 Riskvärdering.....	43
5.3 HACCP, Water Safety Plans och QMRA	46
6 Att kommunicera risken med virus i dricksvatten.....	49
6.1 Hur bygger vi förtroende.....	49
6.2 När olyckan har varit framme, vikten av social tillit.....	50
7 Avslutande kommentarer	51
Referenser.....	52

Sammanfattning

Ett förändrat klimat med ökad nederbörd och fler extrema väderhändelser kan leda till ökade hälsorisker för dricksvattenkonsumenterna. Det kan till exempel bli nödvändigt att brädda avloppssystem i större omfattning, något som ökar risken för att smittämnen når råvattnet. Många magsjukor orsakas av virus, även om troligen en ganska liten del av dem beror på dricksvatten. Virus kan dock förekomma i höga halter i i ytvatten.

Rapporten sammanfattar det tre år långa projektet VISK (Virus i vatten – skandinavisk kunskapsbank) som var ett samarbete mellan 18 organisationer med syftet att skapa internationella nätverk och öka den gemensamma kunskapsnivån om virus i vatten och hur man kan hantera den risken. Denna rapport ger också en helhetsbild av projektet, presenterar nya resultat samt ger vägledning till hur risken för vattenburen virussmitta bör hanteras. Projektet leddes av Göteborgs stad, och en rad kommuner, universitet, enskilda vattenverk och nationella myndigheter ingick.

Rapporten ger en helhetsbild av projektet och ger vägledning till övriga publikationer som har tagits fram inom ramen för VISK, bland annat en handbok med handfasta tips för personal inom vatten- och avloppssektorn. Handboken kan laddas ner från VISK-projektets webbplats, <http://visk.nu/handbok/>. Projektet har varit uppdelat i fem områden: epidemiologi, kartläggning, virusreduktion, riskkommunikation samt kommunikationsstrategi och resultatspridning. Från varje område publiceras en rapport som vänder sig till beslutsfattare, konsulter och forskare inom miljöteknik och mikrobiologi.

Projektet hade tre huvudmål. Ett av målen var att kartlägga risker för vattenburen virussmitta i hela kedjan – från förorening, via spridningsvägar och vattenrening till framkallande av sjukdom hos konsumenten. Man visade att sjukdomsframkallande virus förekom under hela året i ytvattentäkterna Göta Älv och Glomma, men att detta verkade påverka mängden magsjukor i befolkningen endast marginellt.

Ett annat mål var att utveckla metoder, modeller och teknik för att bättre kunna detektera och hantera vattenburen virussmitta och för att ge bättre möjligheter till förvarning så att man kan vidta rätt åtgärder. Här visade projektet att riskvärdering och modellering kan användas för att studera olika scenarier för att prioritera mellan olika hanteringsåtgärder. Nya data togs också fram för att uppdatera MRA-verktyget som finns för att underlätta riskvärdering och beräkna nödvändig barriärverkan för vattenproducenterna. Inaktivering med UV-ljus och klor är effektivt och kan ske vid förhållandevis låga doser. Men det kan bli nödvändigt att ta höjd även för ökad halt organiskt material i vattnet och därmed tvingas införa ännu effektivare barriärer mot smittämnen. Metoder för att koncentrera och detektera virus i miljön utvecklades i projektet men behöver fortsatt utveckling.

Ett tredje mål var att öka medvetenheten om riskerna för vattenburen virussmitta hos beslutsfattare, myndigheter och vattenproducenter, vad som kan göras för att minska risken samt hur risker ska kommuniceras med konsumenterna. Man bör i sin kommunikation hålla sig till fakta, lyfta fram goda exempel och vara tillgänglig. Det är viktigt att vara ärlig, tydlig och kunna visa medkänsla.

Summary

A changing climate with increased precipitation and more extreme weather events can lead to increased health risks for drinking water consumers. It may for example be necessary to overflow sewer systems to a greater extent, which increases the risk of contaminants reaching water intended for drinking water. Many stomach illnesses are caused by viruses. However, it's likely a fairly small part of these that are caused by exposure to drinking water even if viruses can occur in high concentrations in surface water.

This report summarizes the three-year project VISK (Virus in water – Scandinavian knowledge) which was a collaboration between 18 organisations aiming to create international networks and enhancing the knowledge about viruses in water and how to manage them. This report also provides an overview of the project, presenting new results and giving guidance on waterborne virus risk management. The project was coordinated by the City of Gothenburg, and a number of municipalities, universities, water utilities and national authorities were included.

The report provides an overview of the project and guidance to other publications that have been published within the framework of VISK, including a handbook with practical information for staff working in the water and wastewater sector. The handbook can be downloaded from the project website VISK, <http://visk.nu/handbok/>. The project has been divided into five areas: epidemiology, virus monitoring, virus reduction, risk analysis including risk communication and dissemination. From each area a report aimed at policy makers, consultants and researchers in environmental engineering and microbiology has been published (<http://visk.nu/resultat/rapporter/>).

The project had three main objectives. The first one was to identify the risks of water-borne viral infections in the water production chain - from pollution of the catchment, through different exposure routes, via the water treatment plant to cause consumer illness. It was shown that pathogenic viruses occurred throughout the year in the rivers of Göta Älv and Glomma, but that this pollution seemed to affect the amount of stomach illness in the population only marginally.

Another aim was to develop methods, models and technology to earlier and better detect water-borne viral infections, in order to manage this risk. The project showed that risk assessment and risk modeling can be used to study different scenarios to prioritize between different management options. New data were also presented for updating the MRA tool available to facilitate risk assessment in order to calculate the necessary barrier effect of individual water treatment plants for an acceptable water quality. Desinfection using UV light and chlorine inactivates viruses efficiently and can be performed at relatively low doses. However, it may be necessary to take height due to the potential increased content of organic matter in the water and introduce even more effective barriers against infectious agents in

water. Further, methods for concentrating and detecting viruses in the environment were developed in the project, but these need further development.

A third goal was to raise the awareness of water-borne viral infection risk to decision-makers, authorities and water producers, what measures can be taken to reduce this risk and how risks should be communicated to consumers. It was shown that, when it comes to communication, one should stick to facts, highlight good examples and make sure to be accessible. Further, it is important to be honest, clear and be able to show compassion.

1 Introduktion

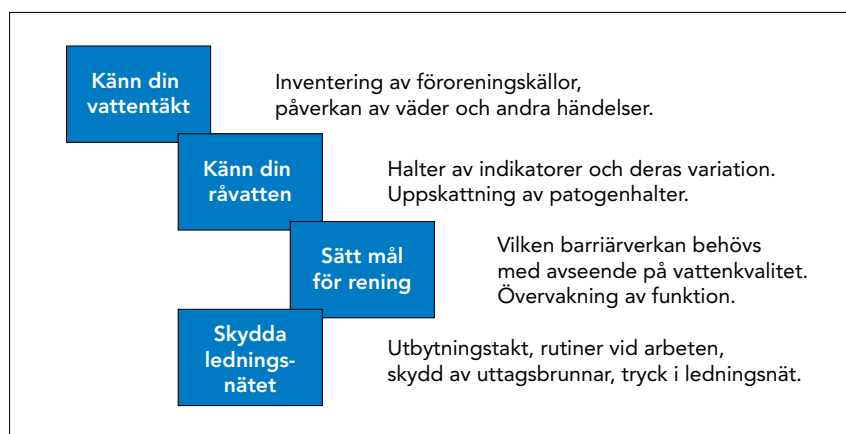
I avloppsvatten finns potentiellt mer än hundra olika virus, bakterier och parasiter som kan leda till en mängd olika kliniska symptom; från diarréer, kräkningar och illamående till allvarligare sjukdomar såsom polio, hjärnhinne- och hjärtmuskelinflammation. Med bättre hygien gick vi under senare delen av 1900-talet från vattenburna utbrott med rapporterad tyfo- idfeber, hepatit, shigellos och polio mot mindre allvarliga mag-tarmsjuk- domar (Andersson & Stenström, 1987). Trots detta kan ett vattenburet utbrott, beroende på storlek och orsakande organism, få allvarliga konse- kvenser för såväl individen som för samhället. De flesta drabbade klarar sig idag undan med diarré och någon eller några sjukdagar, men i vissa fall kan allvarligare följsjukdomar och kroniska problem uppstå. Om stora delar av dem som förses med vatten från ett vattenverk insjuknar och är borta från arbetet i några dagar under en begränsad tidsperiod innebär det också att vissa samhällsfunktioner kan vara svåra att upprätthålla (Lindberg & Lindqvist, 2005). Mellan 1998 och 2011 påvisades 59 vattenburna utbrott i Sverige med totalt 52 258 insjuknade. Majoriteten av utbrodden orsakades av olika Calicivirus, inklusive norovirus (Guzman Herrador *et al.*, 2015). Rapporten av Hallin (2012) innehåller en bra sammanställning av flera av dessa vattenburna utbrott som orsakades av norovirus, såväl svenska som internationella. I skuggan av utbrodden tillkommer oupptäckta utbrott samt sporadiska fall som endast undantagsvis rapporteras eller undersöks. Hur många dessa är och vad som orsakar dem är svårt att uppskatta, men i VISK har vi gjort ett försök, såväl epidemiologiskt som med hjälp av riskvärdering (se vidare i kapitel 2 respektive kapitel 5).

Ett riktmärke för kvaliteten på vattnet är att det inte ska leda till mer än ett sjukdomsfall per 10 000 konsumentår, vilket för virus motsvaras av halter på högst en infektiös cell per 1 000 000 liter distribuerat vatten (Pay- ment *et al.*, 1991; Regli *et al.*, 1991; Anon 2001). Detta är inte mätbart med dagens teknik, och om det ändå vore det går det inte att basera säkerheten på provtagning då endast en liten del av det producerade vattnet provtas och när resultatet (som beroende på den höga detektionsgränsen är osäkert) erhålls, kan vattnet redan vara hos konsumenten (Hijnen 2011). Därför baseras produktion av säkert vatten på ett upplägg i fyra steg: 1) känn din vattentäkt, 2) känn ditt råvatten, 3) bestäm reningsbehov och 4) skydda din distribution (figur 1-1). Det vill säga, beroende på råvattnets förore- ningsgrad ska tillräcklig barriärverkan i vattenverket finnas för att kunna avskilja de virus som finns i råvattnet till acceptabla nivåer. Ett av proble- men är dock att det är svårt att bestämma vilken halt viruspartiklar man har i sitt råvatten (Lundberg, *et al.*, 2009), varför förbättrad virusdiagnos- tik och tillgänglighet i Öresund-Kattegatt-Skagerakregionen har varit ett av huvudmålen med VISK (kapitel 3). Baserat på vilken kvalitet råvattnet har behöver vattnet renas till en viss nivå för att klara målet (1 sjukdoms- fall/10 000 konsumentår) statuerat ovan. När det gäller reningseffekten över olika barriärer finns det en hel del material publicerat. Nordiska förhål- landen, med humusämnen i vattnet, ger dock speciella förutsättningar för

virusreduktion, framför allt när det gäller desinfektionsprocesser vilka utgör den kanske viktigaste barriären mot virus i reningsverket (kapitel 4). Med hjälp av underlagen i kapitel tre och fyra kan man uppskatta risken med vattenförsörjning med hjälp av mikrobiologisk riskvärdering. Hur det går till och hur resultaten kan användas är ett av huvudmålen med hela projektet. Själva värderingen beskrivs i kapitel 5 medan implementeringen och tolkningen av resultaten diskuteras i det avslutande kapitlet.

Mikrobiella risker genom distributionsnätet har dock inte utgjort en egen del av VISK beroende på två anledningar. 1: virus kan inte tillväxa i ledningarna som bakterier, 2: om man utgår från HACCP (Hazard Analysis and Critical Control Points, faroanalys med kritiska styrpunkter, se kapitel 5.3) är rutiner vid ledningsarbeten en grundförutsättning där god praxis och fastställda rutiner ska minimera risken för att kontamination över huvud taget sker. Det är inte som vid vissa barriärer i ett vattenverk, en styrpunkt som det går att sätta en kritisk gräns för som sedan går att övervaka (Livsmedelsverket, 2005).

Vattnet kan förorenas på distributionsnätet till exempel vid reparationsarbeten, nyinstallationer och genom korskopplingar. Ett annat problem är om det är undertryck i ledningsnätet då smutsigt vatten runt ledningsgraven kan sugas in. Frekvensen med vilket detta händer uppskattades till 0,004 gånger per km ledningsnät och år (Olofsson, *et al.*, 2001) och konsekvensen för konsumenten beror på antalet patogener i vattnet. Denna påverkas i sin tur av halten fritt klor i vattnet. Eftersom vi vill binda upp klore för att inte orsaka ohälsa kan man inte räkna med någon större effekt på reduktionen av virus utan det viktigaste, förutom att undvika att misstag sker, är att begränsa konsekvenserna vid händelser såsom korskontaminering på distributionsnätet. Att förorenat vatten kommer ut direkt på ledningsnätet är troligtvis den vanligaste orsaken till vattenutbrott i Danmark. Dessutom finns rapporterade händelser från Sälen och Nokia (Aleljung, *et al.*, 2008). Vid dessa händelseutbrott påvisas norovirus ofta bland vattenkonsumenter med symptom beroende på dess allmänna förekomst och låga infektionsdos. I handboken finns det tips om hur man kan rengöra ett ledningsnät efter en händelse där man kanske inte följt rutinerna, eller om inläckage skett under ett tryckfall (VISK, 2013). Vid en olycka eller efter ett vattenburet utbrott kan det finnas behov av att sanera ledningsnätet innan man häver ett eventuellt kokpåbud. Med tanke på att det i Nokia tog tre månader finns här möjligheter till utveckling och förbättrade metoder (Aleljung, *et al.*, 2008).



Figur 1-1
Viktiga steg vid produktion av säkert vatten (modifierat från Pettersson, *et al.*, 2006).

2 Tarmvirus i befolkningen

Den huvudsakliga källan till virus i vatten är utsläpp av avloppsvatten. Virushalterna i avloppsvatten är en spegelbild av samhället, det vill säga beroende av infektionsnivån i populationen som är ansluten till ett avloppsreningsverk. Denna kan skilja sig temporalt (över säsong) och spatialt (geografiskt). I VISK-projektet betraktar vi avloppsvattnet som ett gränssnitt mellan arbetspaket 2 (epidemiologi) och arbetspaket 3 (virus i ytvatten) med avloppsreningsverket och avskiljningen i det som brygga (se kapitel 3.1). Bestämning av virus i avloppsvatten ger ett indirekt mått på infektionsnivån i befolkningen. Vidare har man sett att halten norovirus i avloppsvatten börjar stiga innan man ser en ökad rapportering av kliniska fall (Nordgren *et al.*, 2009; Ottoson, 2005). Det beror på att det finns ett exponentiellt förlopp av en epidemi där förhöjda värden i avloppsvattnet indikerar starten på detta. Så förutom ett mått på sjukdomsnivån erbjuder provtagning av avloppsvatten en tidig varning om att denna process är i antågande. I arbetspaket 2 studerades mängden magsjuka i populationen och en ansats gjordes för att uppskatta hur stor andel av dessa som utgjordes av virusinfektioner. Den sporadiska spridningen av patogener i ett definierat område, till exempel genom dricksvatten som inte resulterar i registrerade utbrott, brukar vi kalla för endemisk smitta. Att beräkna omfattningen på sådan smitta är mycket svårt och endast ett fåtal undersökningar i världen har adresserat denna fråga. Alltifrån nästan ingen påverkan till att 34 % av uppkomna magsjukor beror på konsumtion av dricksvatten har rapporterats (Payment *et al.*, 1991). Om man försöker göra något genomsnitt av denna typ av studier och applicerar detta på Sveriges befolkning skulle man hamna mellan 100 000 och 1,3 miljoner som får magsjuka genom dricksvatten varje år. Samma beräkning för Norge skulle ge mellan 50 000 och 700 000. Det vill säga, uppskattningarna ger en stor osäkerhet och sanningen är att vi idag inte har en aning om var på denna skala de skandinaviska länderna finns. Både Norge och Sverige har förhållanden som har likheter med förhållandena i undersökningarna som beskrivits ovan medan Danmark utgör ett särfall där nästan allt dricksvatten kommer från grundvatten av god kvalitet. För att bestämma den endemiska smittan utfördes en studie i Ale kommun genom att människor fick svara på frågor via sms. Syftet med studien, som gick under namnet "Ale H₂O" var framför allt att kunna bestämma: 1) vilken incidens av gastro-enterisk sjukdom har vi i Sverige (Ale) och skiljer den sig 2) över tid och 3) mellan dem som dricker mycket eller lite vatten. De slutgiltiga resultaten kommer att publiceras i en SLV-rapport, beräknad publicering under 2016, och så småningom i form av vetenskapliga publikationer.

Som komplement till de epidemiologiska studierna gjordes även mätningar på virushalter i musslor vid utloppet av tre avrinningsområden, Göta Älv, Glomma och utanför den danska kusten (2.6). Genom att provta musslor som filtrerar vatten och koncentrerar viruspartiklar får vi ett mått på den totala virusbelastningen från de tre avrinningsområdena. I musslorna kan vi dessutom skilja på halterna av olika virus såsom norovirus genogrupp I,

norovirus genogrupp II och adenovirus. Detta som komplement till den epidemiologiska studien som tittar på totala tarmsjukdomarna. Dessutom kan information från musselstudien visa på skillnad i belastning över tid och generera en baslinje för att vid senare tillfällen kunna upprepa studien och se huruvida totala trycket påverkats av klimat och/eller åtgärder som görs uppströms i respektive avrinningsområde.

2.1 Epidemiologisk studie i Ale kommun

Vi valde att utföra studien i Ale kommun där invånarna får sitt vatten från två olika kommunala vattenverk eller egna brunnar. I den norra delen av kommunen distribueras kommunalt konstgjort infiltrerat grundvatten från vattenverket Dösebacka i Kungälv. De som bor i den södra delen av kommunen får sitt vatten från vattenverket Alelyckan i Göteborg, som använder ytvatten från Göta älv. Jämnt fördelat, utanför kommunens tätorter, finns också hushåll med privata brunnar. Dessa tre vattentyper är relativt jämnt fördelade mellan hushållen i kommunen.

Frågan blir om resultat från en lokal studie kan representera nationen som helhet. Studien omfattar därför också jämförande undersökningar riktade mot ett representativt urval av svenska befolkningen. Då studien ingår i ett skandinaviskt samarbete så finns en önskan att kunna överföra svenska resultat för att även förstå förhållandena i Norge och Danmark. Den norska dricksvattenproduktionen har stora likheter med den svenska och vi kan anta att resultat från Sverige kan överföras till norska förhållanden. Dricksvattenproduktionen i Danmark är dock till skillnad från Sverige nästan helt baserad på grundvatten som råvatten. Vi har bland annat därför valt att studera ett geografiskt område där vi kan särskilja på befolkning som får sitt dricksvatten från ytråvatten och grundvatten. Vi hoppas därmed kunna dra slutsatser som också kan appliceras på danska förhållanden.

Ale kommun har en folkmängd på knappt 30 000 invånare som motsvarar ett ungefärligt snitt för landets kommuner. Den nästan rikstäckande tjänsten 1177 Vårdguiden, visade att frekvensen av samtal om magsjukesymptom i Ale kommun var i stort sett densamma som genomsnittet för hela landet. Vi antog därför att resultaten från studierna om magsjuka skulle kunna vara representativa för landet som helhet. Pappersenkäter har generellt en mycket låg svarsfrekvens och är inte heller lämpliga för att samla in data snabbt och vid upprepade tillfällen från samma person. Vi valde därför att kombinera telefonintervjuer för insamling av bakgrundsdata och rekrytering till en SMS-panel. Syftet med SMS-panelen är att kunna sända enkla frågor vid upprepade tillfällen till deltagarna i panelen. De få erfarenheter som finns av SMS-studier har visat att dessa ger högre svarsfrekvens och dessutom är billigare att genomföra än till exempel telefonintervjuer (Johansen & Wedderkopp, 2004). Dessutom har i princip alla personer idag mobiltelefon, vilket gör att urvalet inte begränsas av exempelvis socioekonomiska faktorer.

Telefonintervjuer av 4 000 personer i åldrarna 18–80 år genomfördes i Ale under januari–mars 2012. Personer med kroniska magbesvär uteslöts ur studien. Vid telefonintervjuerna insamlades bakgrundsinformation om varje individ, till exempel om det fanns barn i hushållet och om man arbe-

tade i annan kommun eller på en arbetsplats som skulle kunna medföra ökad risk för magsjuka. Därtill ställdes frågor om vattenkonsumtion, eventuell magsjuka under de senaste 28 dagarna samt vilka symptom man i så fall haft. Intervjun avslutades med en fråga om personen ville vara med i en 12-månaders SMS-panelsstudie.

Under perioden 20 mars 2012–1 mars 2013 sändes månatliga frågor, via SMS till deltagarnas mobiltelefoner, om vattenkonsumtion och magsjuka. Utskickerna fördelades så jämnt som möjligt mellan de sju veckodagarna. I SMS-studien efterfrågades den totala konsumtionen av kallt kranvatten de senaste 24 timmarna, mätt som antal glas à 2 dl. För att underlätta en så korrekt skattning som möjligt sändes ett påminnelse-SMS ett dygn innan. Vad gäller magsjuka så efterfrågades antal sjukdomstillfällen de senaste 28 dagarna respektive de senaste 14 dagarna. Hade personen i fråga ansett sig ha varit magsjuk, så efterfrågades också symptom och duration (symptomens varaktighet) för det senaste sjukdomstillfället. För mer detaljerad beskrivning av frågorna, se tabell 2-1.

Tabell 2-1 Frågor som skickades till SMS-panelen.

Fråga nr	Fråga
1	Hur många glas kallt KRANVATTEN har du druckit senaste 24 timmarna? Svara med en siffra 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10 etc.
2 ¹	Hur många gånger har du varit magsjuk senaste 28 dagarna? Svara med siffra 0, 1, 2 eller 3, där 0 betyder att du inte varit magsjuk.
3	Hur många gånger har du varit magsjuk senaste 14 dagarna? Svara med siffra 0, 1 eller 2, där 0 betyder att du inte varit magsjuk.
4	Vilket eller vilka av följande symptom hade du SENAST du var magsjuk? 1) diarré 2) kräkningar 3) illamående 4) magont 5) feber. Svara med en eller flera siffror
5 ²	Hur många gånger hade du diarré som mest under ett dygn SENAST du var magsjuk? Svara med siffra för antal toalettbesök med diarré under ett dygn.
6	Hur många hela dygn var du magsjuk senast? Svara med siffra för antal HELA dygn. Avrunda nedåt.

1 Enkäten slutförd om respondenten angav siffran 0.

2 Fråga 5 skickades endast till respondenter vars svar på fråga 4 innehöll siffran 1.

När vi i studien frågade om man varit magsjuk så avsågs studiedeltagarens egen uppfattning om hen varit magsjuk eller ej, det vill säga symtomen är ospecificerade. Vi benämner i rapporten sådan magsjuka som "självdiagnosticerad magsjuka". Därefter fick studiedeltagaren ange vilka symptom hen haft. Symtomen kräkning och diarré användes för att kategorisera magsjukor i olika grupper. Om personen hade kräkning minst en gång och/eller minst tre tillfällen med diarré under en 24-timmarsperiod kategoriserades magsjukan som akut gastroenterit. Denna symptombild kännetecknar magsjuka som med stor sannolikhet orsakats av infektion och är en ofta förekommande definition i den internationella litteraturen. I rapporten benämner vi akut gastroenterit som AGI, vilket kommer från engelskans *Acute Gastrointestinal Illness*. Svårare tillstånd av AGI användes också i vår statistiska analys. Dessa har då definierats på samma sätt som AGI men med den skillnaden att antalet diarréer under en 24-timmarsperiod är minst fem och benämns i denna rapport som svår AGI. Dessutom har vi inkluderat analys av lindrigare magsjuka som vi här benämner lindrig magsjuka, det vill säga

olika kombinationer av diffusare symtom såsom illamående, magont, feber och mindre än tre diarréer under en 24-timmarsperiod. Detta betyder att lindrig magsjuka och AGI tillsammans utgör all självdiagnostiserad magsjuka och att svår AGI utgör en del (ungefär hälften) av all AGI. Vad gäller lindrig magsjuka så antar vi att dessa inte behöver bero på mikrobiella infektioner då dess symtombild inte alltid motsvarar typiska maginfektioner.

Den grundläggande analysen av insamlade data har varit att beräkna om risken för magsjuka förändras med en ökad vattenkonsumtion och om det finns andra faktorer som påverkar ett eventuellt samband. Detta gjordes med poissonregression. Då beräknas en så kallad relativ risk, vilken anges som en koefficient, där en koefficient över 1 indikerar en förhöjd risk och ett värde under 1 en minskad risk. Vid utförandet av poissonregressionen inkluderades, utöver vattenkonsumtion, flera andra faktorer (kovariabler) så att tolkningen av varje koefficient görs givet informationen från dessa övriga faktorer. Sådana var exempelvis kön, ålder och om det fanns småbarn i hushållet.

Till SMS-studien rekryterades 2653 personer, motsvarande 13 % av målgruppen i kommunen. Nio procent av dessa svarade aldrig på SMS-frågor. Det stora flertalet, 86 %, av de rekryterade svarade vid samtliga frågetillfällen

Den första frågan i SMS-enkäten handlade om antal glas kallt kranvatten som konsumerats senaste dygnet och de flesta deltagarna svarade på 12 frågor. Genomsnittlig dygnskonsumtion av kallt kranvatten beräknades för varje individ. Denna genomsnittliga konsumtion användes för att dela in studiedeltagarna i fyra lika stora konsumtionsgrupper (kvantiler). De som tillhör den 1:a kvantilen är den fjärdedel som i genomsnitt konsumerade minst vatten. Den 4:e kvantilen utgör därmed fjärdedelen som får betraktas som högkonsumenter av vatten. Däremellan kommer 2:a och 3:e kvantilen.

För varje deltagare beräknades en dygnsmedelkonsumtion. Utgångspunkten är att denna genomsnittliga konsumtion också representerar ett konsumtionsmönster för den enskilda deltagaren. Variationen i konsumtion över tid för enskilda deltagare visar att detta är en rimlig utgångspunkt. Medelkonsumtionen för hela SMS-panelen var 4,9 glas à 2 dl, eller 5,3 och 4,5 glas för kvinnor respektive män, vilket är en signifikant skillnad. Deltagare med privat vatten drack i genomsnitt signifikant mindre än de med kommunalt vatten även om denna skillnad var mindre än ett halvt glas. Skillnaderna är statistiskt signifikanta men små när man ska undersöka vattenkonsumtionens förhållande till risken för magsjuka. Vad gäller ålder finner vi inga signifikanta skillnader i konsumtion. Däremot finns en stor skillnad i medelkonsumtion mellan enskilda personer. De 25 % som drack minst (1:a kvantilen) drack 3,2 glas eller mindre per dygn, medan de 25 % som drack mest (4:e kvantilen) drack 6,4 glas eller mer per dygn.

2.2 Magsjuka

2.2.1 Magsjuka i SMS-studien

För analysen av data om magsjuka har vi definierat olika typer av magsjuka utifrån symtombild, se avsnittet ovan. För självdiagnostiserad magsjuka är den årliga incidensen (genomsnittligt antal sjukdomstillfällen per person

och år) 0,73. Detta innebär att bland 1 000 personer kommer det att inträffa 730 magsjukor under ett år. En del drabbas av flera magsjukor under ett år och antal personer som överhuvudtaget drabbas av magsjuka under ett år beskrivs av så kallad prevalens och den är i studien 0,57. Detta betyder att relativt många personer drabbas av två eller fler magsjukor, men det stora flertalet blir magsjuka endast en gång. Fördelningen av personer med en, två eller fler magsjukor är i den här studien mycket nära det man kallar Poissonfördelning, vilket låg till grund för valet av analysmetoden Poisson-regression. För AGI (kräkning och/eller minst 3 diarréer under en 24-timmarsperiod) var den årliga incidensen 0,39. För svår AGI (kräkning och/eller minst 5 diarréer under en 24-timmarsperiod) var den årliga incidensen 0,15. Det som vi betraktar som lindrig magsjuka hade en årlig incidens som var 0,20. I det här fallet så är beräkningarna endast på de magsjuketillfällen där symptombilderna är kända. Det betyder att endast sista magsjukan i en 28-dagarsperiod är inkluderad i dessa siffror. Dessutom är magsjukor hos deltagare som inte angett symptom överhuvudtaget exkluderade. Sannolikt är en del av redovisade magsjukor inte orsakade av sjukdomsframkallande mikroorganismer i synnerhet gäller detta de lindriga magsjukorna. Vi antar därför att de mest relevanta skattningarna av magsjuka orsakad av infektion är AGI och svår AGI. Dessa antaganden finner också stöd i den vetenskapliga litteraturen (de Wit, *et al.*, 2001; FSA, 2000).

2.2.2 Faktorer som påverkar risken för magsjuka

Vi genomförde så kallad Poissonregressionsanalys för att undersöka om individers medelkonsumtion av kallt kranvatten påverkade risken att bli magsjuk. Poissonregressionsanalysen ger ett värde på den relativa risken. Ett värde över ett anger att risken för en magsjuka är högre jämfört med en referensgrupp, i detta fall de personer som konsumerar minst vatten. Ett värde under ett, att risken är mindre. Analysen ger också besked om statistisk signifikans, det så kallade p-värdet. Om p är mindre än 0,05 anses det vara statistiskt signifikant att mängden magsjuka skiljer sig från referensen. Sannolikheten för att denna skillnad inte är sann utan beror på statistisk slump är därmed mindre än 5 % (tabell 2-2). Analysen justerades för vattentyp, kön, ålder och om det fanns barn under fem år i hushållet. Dessa justeringar undersöker så kallade konfounders, det vill säga andra relevanta faktorer, förutom vattenkonsumtion, som kan ha ett samband med skillnader i vattenkonsumtion. Till exempel om kvinnor har mer magsjukor än män och samtidigt dricker mer vatten än män, så kommer denna typ av analys att beskriva om risken är relaterad till att vara kvinna eller att dricka mycket vatten. I vår regressionsanalys finner vi ingen signifikant skillnad mellan kvinnor och män vad gäller risken för att bli magsjuk. Detta gäller för alla symptomgrupper av magsjuka. Däremot ser man att risken för AGI och svår AGI halveras i gruppen över 55 år jämfört med gruppen under 40 år. Detta skulle kunna vara kopplat till den signifikant högre risken att drabbas av AGI och svår AGI om det finns barn under fem år i hushållet, något som främst gäller för personer under 40 år. AGI uppvisar en säsongsvariation med toppar under vintern. Denna variation sammanfaller väl med förväntad säsongsvariation för vinterkräksjuka. Vi ser också en mindre topp

för lindrig magsjuka under högsommaren. Möjligen skulle detta kunna förklaras av tillväxt av lågpatogena bakterier i livsmedel och exponering från badvatten under denna varma period.

2.2.3 Jämförelse av magsjuka i Ale med landet som helhet

Vid två tillfällen januari–februari samt november–december 2012, genomfördes telefonintervjuer av ett representativt urval av 1 000 personer i hela landet parallellt med intervjuer i Ale. Vid inget av dessa tillfällen var frekvensen självdiagnosticerad magsjuka eller AGI i Ale signifikant skild från frekvensen i landet som helhet.

Ytterligare jämförelser mellan Ale och landet som helhet gjordes med hjälp av samtalsstatistik till 1177 Vårdguiden (www.1177.se, tidigare Sjukvårdsrådgivningen). Enligt 1177 Vårdguiden var 209 av landets 290 kommuner anslutna till tjänsten under 2011 och 2012. Den genomsnittliga andelen per år som kontaktade 1177 och angav magsjukesymptom var under denna period 0,50 i Ale och 0,55 i landet som helhet. Detta sammantaget tyder på att Ale som studieort väl kan representera hela Sverige.

2.3 Relationen mellan dricksvattenkonsumtion och risken för magsjuka

Vid jämförelsen av incidensen av självdiagnosticerad magsjuka bland de 25 % som drack minst (1:a kvantilen) med personer i de övriga konsumtionskvarnerna (se ovan) så fann vi en signifikant skillnad ($p = 0,005$) där hög konsumtion var kopplad till en lägre risk för magsjuka (tabell 2-2). Det största bidraget av denna minskning kommer från lindriga magsjukor där till exempel en jämförelse mellan lågkonsumenter (1:a kvantilen) och högkonsumenter (4:e kvantilen) nästan halverar risken för lindrig magsjuka. Detta samband är också starkt signifikant. I gruppen svår AGI, som utgör ungefär hälften av all AGI, finns en signifikant ökad risk för högkonsumenter jämfört med lågkonsumenter men detta får inte ett statistiskt genomslag för AGI där vi inte ser någon signifikant skillnad mellan låg- och högkonsumenter.

Sambanden är uppenbart komplicerade och kan inte självklart direkt kopplas till skillnader i vattenkonsumtion. I den webenkät som genomfördes i slutet av SMS-studien efterfrågades en rad livsstilsfaktorer såsom konsumtion av andra livsmedel, motionsvanor, upplevd hälsa och så vidare. Ingen av dessa faktorer visar dock på samband med hög vattenkonsumtion och minskad risk för självdiagnosticerad magsjuka.

Utgångspunkten för vår undersökning har varit att AGI är den definition på magsjuka som troligast beror på mikrobiella infektioner. För AGI ser vi ingen ökad risk vid högre vattenkonsumtion. Vår huvudsakliga slutsats är därför att vattenkonsumtionens bidrag till endemisk magsjuka i befolkningen är liten. Vad gäller svår AGI så finns sannolikt en ökad risk med högre vattenkonsumtion. Detta skulle möjligen kunna förklaras av tillfälliga högre nivåer av patogener i dricksvatten men får som sagt inget statistiskt utslag när vi tittar på all AGI.

Tabell 2-2 Relativ risk för olika symptombilder av magsjuka i förhållande till individers medelkonsumtion av kallt kranvatten. Resultat från poissonregression där första kvantilen används som referens. Modellerna är justerade för om det finns barn under 5 år i hushållet, personens ålder, kön och vattentyp.

	Relativ risk	95 % konfidensintervall	Övergripande p-värde
Självdagnosticerad magsjuka			
Konsumtion kvantil 2	0,94	0,76–1,15	
Konsumtion kvantil 3	0,86	0,68–1,08	
Konsumtion kvantil 4	0,77	0,60–0,98	0,005
Lindrig magsjuka			
Konsumtion kvantil 2	0,72	0,51–1,02	
Konsumtion kvantil 3	0,78	0,55–1,11	
Konsumtion kvantil 4	0,54	0,37–0,78	0,001
AGI			
Konsumtion kvantil 2	1,10	0,87–1,38	
Konsumtion kvantil 3	0,95	0,74–1,22	
Konsumtion kvantil 4	0,94	0,73–1,23	0,45
Svår AGI			
Konsumtion kvantil 2	1,34	0,94–1,92	
Konsumtion kvantil 3	0,97	0,66–1,44	
Konsumtion kvantil 4	1,46	1,00–2,13	0,032

AGI = magsjuka med kräkning och/eller minst 3 tillfällen med diarré under en 24-timmarsperiod.

Svår AGI = magsjuka med kräkning och/eller minst 5 tillfällen med diarré under en 24-timmarsperiod.

Lindrig magsjuka = övriga magsjukor som inte uppfyller kriterierna för AGI och Svår AGI.

Konsumtionskvantiler 1–4: De som tillhör den 1:a kvantilen är den fjärdedel som i genomsnitt konsumerade minst vatten. Den 4:e kvantilen utgör därmed fjärdedelen som får betraktas som högkonsumenter av vatten. Däremellan kommer 2:a och 3:e kvantilen.

2.4 Magsjuka i områden med olika dricksvattenproduktion

I studieområdet försörjs befolkningen från tre olika huvudtyper av dricksvattenproduktion, nämligen kommunalt dricksvatten producerat antingen från infiltrerat grundvatten eller med Göta älv som råvattenkälla. Därtill finns en grupp som har privata brunnar, antingen grävda eller borrhäls. Geografiskt är dessa grupper separerade vilket innebär att i synnerhet gruppen med privata brunnar lever i områden med låg befolkningstäthet. Vi ser en tendens att gruppen med privata brunnar har lägre risk för de olika kategorierna av magsjuka. Möjligen kan denna tendens snarare förklaras av demografiska faktorer än av vattenkonsumtion. När vi jämför de olika typerna av kommunalt producerat dricksvatten så finns det också en tendens till minskad risk för de olika kategorierna av magsjuka om man får sitt vatten producerat från infiltrerat grundvatten. Det ska poängteras att dessa skillnader inte är signifikanta även om det finns en allmänt spridd föreställning om att grundvatten skulle utgöra en mindre risk för magsjuka. Detta kan alltså inte beläggas i denna studie. De facto har visats att risken för magsjuka är högre i kommuner med grundvatten som råvattenkälla och att förklaringen till detta sannolikt är en underskattning av risken och därmed otillräckliga barriärer i produktionen (Tornevi, 2015).

2.5 Slutsatser för vattenproduktionen i regionen

Utgångspunkten för vår studie har varit att AGI med kräkning och/eller minst tre diarréer under ett dygn till största delen utgörs av magsjukor orsakade av infektioner. Med denna utgångspunkt ser vi inga bidrag till ende-

misk magsjuka i befolkningen beroende av vattenkonsumtion. Vad gäller lindriga magsjukor syns ett tydligt samband för minskad risk bland personer med högre vattenkonsumtion. Vi antar att här inte finns ett direkt samband med vattenkonsumtion utan kanske snarare kan förklaras av livsstilsfaktorer eller demografiska faktorer som inte inkluderats i denna studie. En spekulativ förklaring skulle också kunna vara att lindrig magsjuka trots allt till stor del beror på infektioner och att i samhället cirkulerande patogener även finns i dricksvattnet. Detta skulle därmed kunna inducera en högre grad av immunitet hos de som dricker mycket vatten och därmed är bättre skyddade mot personsmitta, som är den dominerande smittvägen för virus. Detta motsägs emellertid av att vi ser en högre risk för svår AGI vid ökad vattenkonsumtion. Förklaringen här skulle i så fall vara att tillfälligt höga doser av patogener i dricksvattnet skulle överkomma den inducerade immuniteten. Till exempel har visats att 5–6 dygn efter kraftiga regn i studieområdet så sker en signifikant ökning av mängden samtal till 1177 Vårdguiden angående magsjukesymtom (Tornevi *et al.*, 2013). Kraftiga regn leder till försämrad råvattenkvalitet vilket kan leda till att vattenverkets barriärverkan för en kortare period är otillräcklig och därmed risk för högre doser av patogener i dricksvattnet. Det är troligt att samtal till 1177 Vårdguiden oftast handlar om just svår AGI, men också magsjukor hos barn som inte omfattas av vår studie. I en studie av 20 svenska kommuner ställdes frekvensen av samtal om magsjukesymtom till 1177 Vårdguiden mot graden av barriärverkan (reduktion av mikroorganismer vid dricksvattenframställning) vid varje i studien ingående vattenverk. Här framkom att lägre grad av barriärverkan var signifikant kopplad till högre frekvens av samtal om magsjukesymtom (Tornevi, 2015).

Vår och andras studier gör troligt att dricksvattenkonsumtion i viss utsträckning bidrar till endemisk magsjuka i samhället. Sannolikt finns en underskattning av behovet av barriärverkan i våra vattenverk. Kanske detta främst gäller vid tillfälliga försämringar av råvattenkvaliteten men skulle också kunna gälla under normal drift. Vidare så har visats att driftstörningar på ledningsnätet ökar risken för endemisk magsjuka (Nygård *et al.*, 2007). För tillfället driver Livsmedelsverket en studie kring detta för ett urval svenska kommuner.

2.6 Tarmvirus i musslor

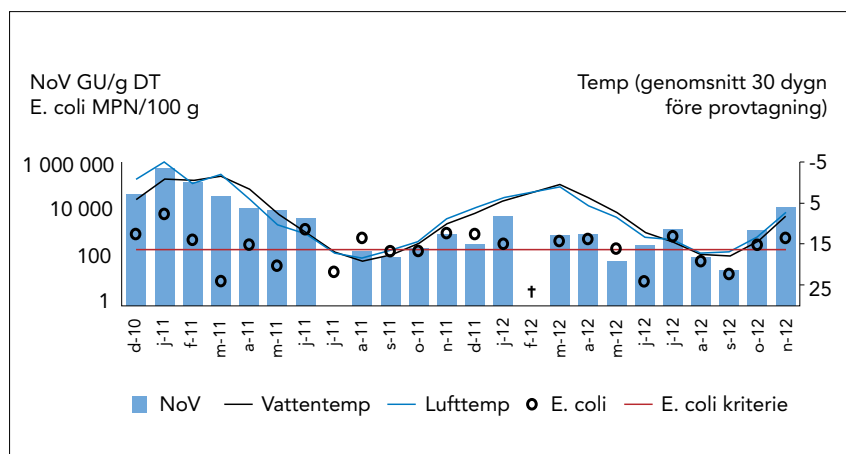
Under kapitel 3.2.1. beskrivs hur man kan bestämma virushalten i vatten. Det är en ganska omfattande procedur och med stor variation i resultaten. Ett alternativ är att utforma ett kontrollprogram för råvattenkvalitet i ytvattentäkter baserat på analys av tarmvirus i musslor. Musslor (tvåskaliga blötdjur) filtrerar stora volymer vatten för sitt näringsintag. Under denna process koncentreras mikroorganismer inuti musslorna där de hålls kvar i dagar till veckor (Bighiu, 2012). Vid försök med vandringsmusslor som utfördes vid Sveriges Lantbruksuniversitet kunde man mäta ett snabbt upptag av *Escherichia coli* och enterokocker, inom ett par timmar. I musslorna var halterna 10–100 ggr högre (w/w) än i vattenfasen. Vid efterföljande rening i rent vatten kunde man se att bakterierna hölls kvar i två till tre dagar (Bighiu, 2012). Liknande resultat har publicerats av bland annat Selegue, *et al.*, (2001) och

visar potentialen med analys av musslor i ett övervakningsprogram, där man fångar in föroreningstoppar även vid analyser varannan eller var tredje dag.

En blåmussla filtrerar mellan två och tre liter vatten per timme och filtrerade partiklar transporteras till musslans mag-tarmsystem där viruspartiklar koncentreras (Hernroth, 2002). Särskilt adeno-, rota- och norovirus binder till vävnad i mag-tarmkanalen och man har vidare identifierat sockerarter som specifikt binder norovirus (Maalouf, *et al.*, 2010). I och med att blåmusslor är anpassade till saltvatten är dessa inte avsedda för att utnyttjas i ett övervakningsprogram för råvatten utan det främsta målet med studien inom VISK var att skapa en baslinje på nivåerna som kommer från de olika avrinningsområdena för att vid ett senare tillfälle kunna utvärdera effekten av eventuella åtgärder som vidtagits i respektive avrinningsområde.

Under VISK-projektet användes denna metod i Sverige, Danmark och Norge. Resultaten från den svenska studien presenteras här men liknande resultat, men inte lika tydliga, syntes i den norska studien. Studien i Danmark är svårare att utvärdera på grund av problem med provtagningen. Månatlig provtagning av blåmusslor genomfördes under två år (december 2010 till november 2012). Provtagningsplatsen placerades på Hönö i huvudströmmen från Göta älv. Provtagningsplatsen var cirka 10 kilometer från Göta älvs mynning och Ryaverket som är avloppsreningsverk för cirka 700 000 personer i Göteborgsområdet. Norovirus kvantifierades med RT-qPCR (se kapitel 3) och *E. coli* analyserades kvantitativt med en MPN-metod. (MPN – most probable number).

En tydlig säsongsvariation av norovirusnivån observerades och sammanföll väl med den säsongsvariation som finns i den övervakning av rapporterade norovirusfall som utförs av Folkhälsomyndigheten. Variationen sammanfaller också väl med den inverterade temperaturen i både luft och vatten (figur 2-2). *E. coli* påvisades i alla musselprov året runt men visade ingen säsongsmässig variation. Därmed fanns inte heller någon korrelation mellan halter av *E. coli* och uppmätta norovirusnivåer. Vid sidan av detta kan också konstateras att det inte förefaller lämpligt att konsumera musslor som växer i Göteborgs inre skärgård. Infektionsdosen för norovirus är 10–100 viruspartiklar. I de värst kontaminerade musslorna återfinns närmare en million norovirusgenom per gram mussla. Även om virusnivåerna främst påverkas av Ryaverket kan man dra slutsatsen att vattenverken uppströms Göta Älv bör ta höjd för god barriärverkan för virus under alla årets säsonger.

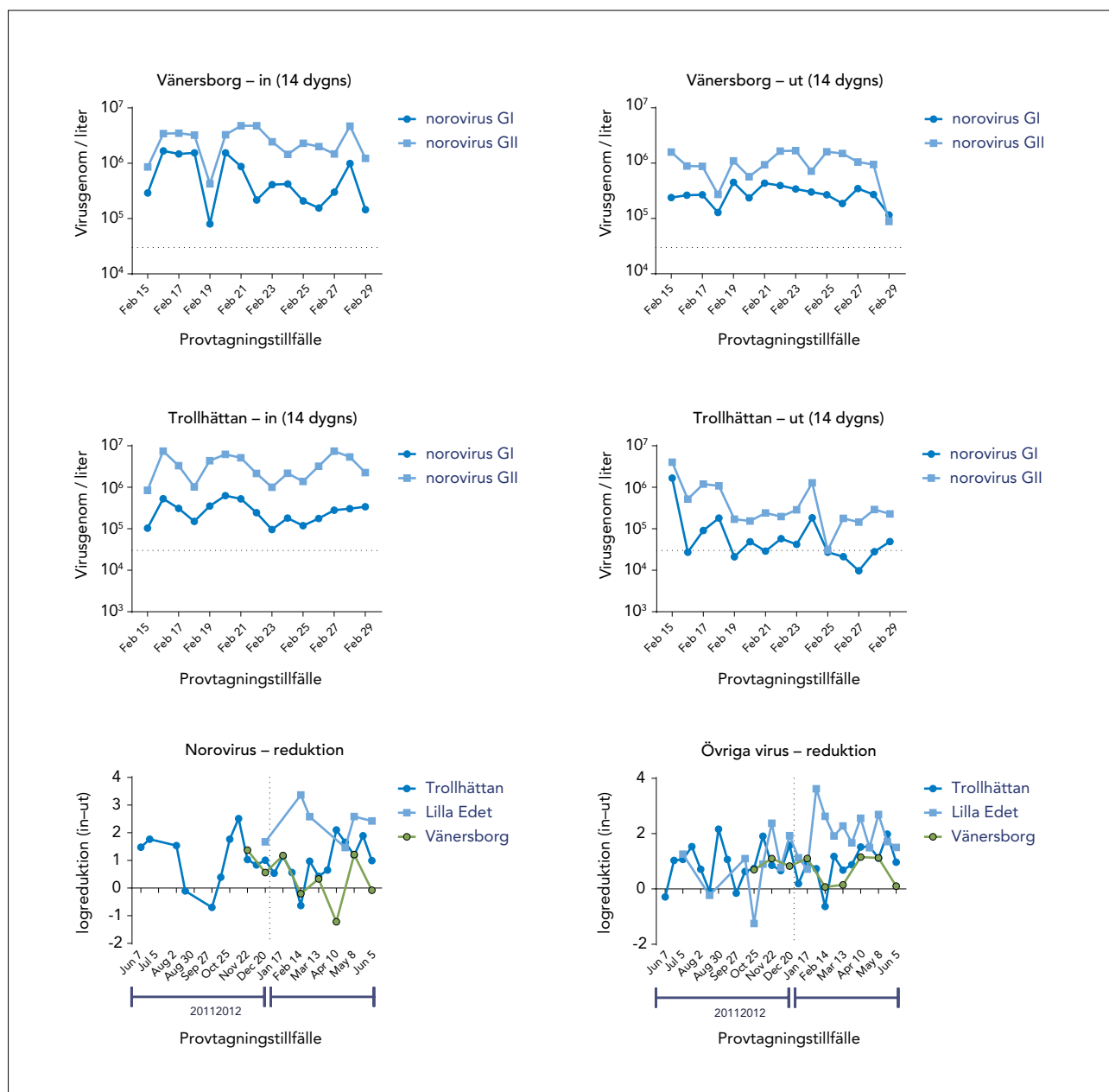


Figur 2-1

Uppmätta norovirusnivåer (genogrupp I + II) och *E. coli* (används som indikator för fekal förorening) i blåmusslor enligt månatliga mätningar vid Göta älvs mynning under en period på två år (VISK 2013).

3 Tarmvirus i ytvatten

Som beskrivet i kapitel 2 motsvarar halten virus i avloppsvatten vilken infektionsgrad vi har i samhället. Vad som sedan kommer ut i ytvattentäkten beror på hur väl viruspartiklar avskiljs i avloppsreningsverken. En annan faktor är huruvida avloppsledningssystemet vid ökad nederbörd klarar av en ökad totalvolym vatten och sannolikheten att orenat (men utspätt) eller delvis renat avloppsvatten släpps ut i våra vattentäkter. För att kunna utvärdera huruvida vattenverket uppnår målen för säkert vatten med avseende på virus behöver de veta vilken kvalitet råvattnet har. Verktyg för att kunna



Figur 3-1 Norovirushalter från en 14 dagars intensivprovtagning i Vänersborg och Trollhättans avloppsreningsverk samt reduktionen över rening uttryckt som log₁₀ reduktion (Nyström, et al., 2015).

göra detta har varit huvudmålet med aktiviteterna i arbetspaket 3, men först knyter vi an till epidemiologin, vad som finns i avlopp och reduktionen i avloppsreningsverken.

3.1 Avskiljning av virus i avloppsreningsverket

I Sverige är huvuddelen av befolkningen i tätorter anslutna till avloppsreningsverk med kemisk och/eller biologisk rening. Det har inneburit en kraftig förbättring av många förorenade vattenområden särskilt kring städerna. Avloppsreningen syftar dock till att reducera halten suspenderat material, organiska (syreförbrukande) ämnen samt kväve och fosfor. Reduktionen av patogener är däremot inte optimerad (Ottoson, 2005).

Det har gjorts ett antal studier på reduktion av mikroorganismer över reningsverk i Sverige (Naturvårdsverket, 1987; Ottoson, *et al.*, 2006; Ottoson, *et al.*, 2006; Nordgren, *et al.*, 2009). Reduktion av virus och bakteriofager i dessa bekräftas av studierna i VISK som är utförda i bland annat Trollhättan. Halterna kunde uppgå till 10 miljoner norovirusgenom per liter. Reningen vid provtagning samma dag varierade mellan nära 0 % och 99,9 % (figur 3-1). Det vill säga, under normal drift kan upp till miljontals viruspartiklar per liter vatten släppas ut i recipienten (figur 3-1) (Nyström, *et al.*, 2015).

Det visade sig vidare att det kontinuerliga utsläppet av renat avloppsvatten från Vänersborgs avloppsreningsverk var den relativt viktigaste källan till norovirus vid Överbys råvattenintag (se 5.2.2). Uppströms utsläpp i en älv utgör en basnivå till vilka andra händelser och utsläpp tillkommer, till exempel perioder när bräddat vatten släpps ut, i samband med kraftigare regnväder (Pettersson, *et al.*, 2014). Hur kraftiga dessa toppar är och deras respektive betydelse varierar mellan system, men i Göteborg har man till exempel kunnat visa på signifikant högre halter av *E. coli* i råvatten vid tillfällen då >15 mm regn faller under en 24-timmarsperiod, troligtvis på grund av utsläpp av bräddat avloppsvatten (Tornevi, *et al.*, 2013).

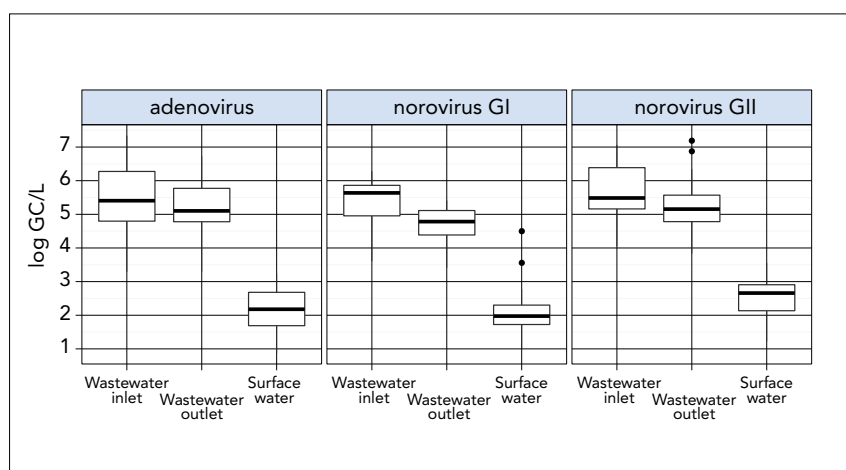
3.2 Hur kan vi bestämma virushalterna i vårt råvatten?

Inom VISK har vi utgått från tre olika strategier för att bestämma halterna virus i råvatten vid intaget till ett vattenringsverk: 1) analysera vattnet för virus med Realtids(q)PCR, 2) baserat på halten indikatorer (t.ex. *E. coli*, intestinala enterokocker, sporer från sulfitreducerande anaeroba bakterier samt bakteriofager) och 3) hydrodynamisk modellering.

3.2.1 Bestämning av virus i vatten, diagnostik

Metoden för detektion av norovirus bygger på att man med PCR uppförökar ett fragment av norovirusets arvsmassa så pass många gånger att man kan detektera en signal. Ju snabbare signalen detekteras, desto fler genombkopior i det ursprungliga provet. Halten virus i provet bestäms sedan med hjälp av en standardkurva. För utförlig information om hur virus har kon-

centrerats från vatten för att senare detekteras med qPCR finns att läsa i rapporten från arbetspaket 3 (Nyström, *et al.*, 2015). Signalen man får säger dock ingenting om huruvida de uppförökade genomkopiorna kommer från infektiösa partiklar. Bestämning av virusförekomst med PCR leder alltså till att den verkliga halten infektiösa partiklar överskattas, vilket är en faktor som spelar stor roll och är ett område som bör utforskas för framtida riskvärderingar. En annan faktor av betydelse är metodens utbyte. Eftersom virus koncentreras och elueras i flera steg tappar man med stor sannolikhet en stor andel på vägen, vilket leder till en underskattning av halten. För mätningarna inom VISK gjordes kvantitativa bestämningar på utbytet av metoden genom att ett kontrollvirus tillsattes i känd halt för att sedan se hur stor andel av det tillsatta kontrollviruset som kunde återfinnas i provet efter upparbetning vid detektion. I medeltal var detta utbyte 2,4 % men kunde skilja sig flera tiopotenser mellan prov (min 0,0001 %–max 10 %). Antal funna virus blev i medeltal cirka 10 gånger högre efter att ha tagit hänsyn till utbytet för metoden, men för det övre 95 % konfidensintervallet skrevs halten upp närmare 10 000 gånger (Pettersson, *et al.*, 2014). Medianhalten låg på drygt 1 000 genomkopior per liter medan det övre 95 % konfidensintervall kunde sträcka sig till mer än en miljon genomkopior per liter (Nyström, *et al.*, 2015). Liknande siffror har tidigare rapporterats från bland annat (Ansker, *et al.*, 2013).



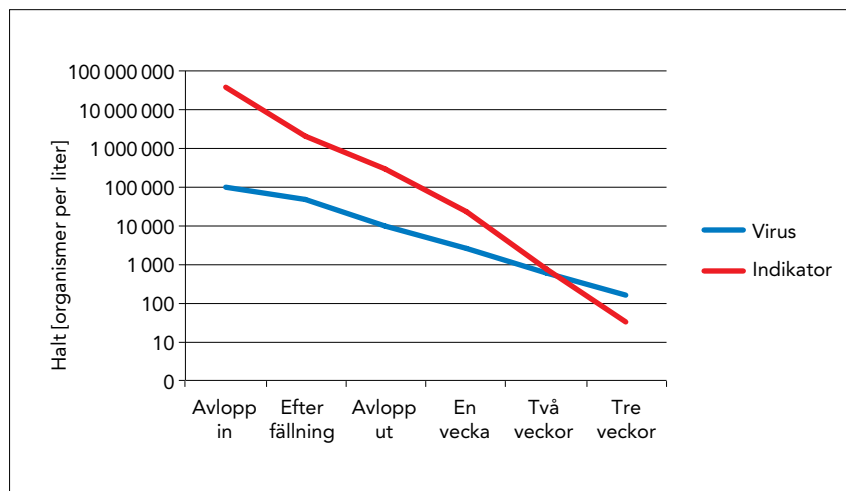
Figur 3-2 Boxplot som visar antal virus per liter i avloppsvatten (in och ut) samt i ytvattnet vid intaget till Nedre Rommerike Vannverk (Grøndahl-Rosado *et al.* 2014).

3.2.2 Att använda sig av indikatorer och historiska data

I regel analyseras inte råvatten med avseende på virus beroende på att det är många olika virus som kan spridas med vatten och deras bestämning i vattenprover är en komplicerad och dyr process. Därför använder man sig istället av indikatorer för fekal förorening som ett mått på råvattenkvaliteten. En indikator ska finnas i tarmen hos varmblodiga djur och kunna föröka sig där, men inte på andra ställen, och utsöndras i höga halter. Den bör ha en överlevnad och tålighet i miljön liknande de virus den ska indikera närvaron av. Analysen av indikatorn bör vara snabb, enkel och billig. Påvisandet av en

indikator säger att vattnet är fekalit påverkat och därmed en ökad sannolikhet för att gastrointestinala patogener finns i vattnet. Frånvaron av indikatorer behöver däremot inte betyda att det inte finns patogener, då vissa av dessa kan ha en bättre överlevnad i miljön, till exempel virus och parasiter. Åt andra hållet behöver inte närvaron av indikatororganism betyda att det finns patogener då indikatorerna kan komma från ej infekterade individer och i vissa fall även från andra källor än varmblodiga djur. De vanligast använda indikatorerna är *E. coli* och koliforma bakterier som är exempel på bakterier med en sämre överlevnad än virus i miljön.

Om vi vill bedöma halten virus i råvatten baserat på indikatorer gör vi två antaganden 1: att indikatorn (*E. coli* t.ex.) kommer från avlopp samt 2: att den har samma beteende i miljön som det virus vi är intresserade av. Halten vi räknar ut tar då hänsyn till utspädning, inaktivering och sedimentering. Virus är i regel däremot mindre (sedimenterar inte i samma utsträckning som bakterier) och tåligare (inaktiveras långsammare i vatten än bakterier) vilket medför att ju längre från källan vi befinner oss, desto högre kommer den relativa halten av virus jämfört med den bakteriella indikatorn att vara (figur 3-3). Ett alternativ som under lång tid förespråkats som indikator för virusförekomst i Sverige är somatiska kolifager (Naturvårdsverket, 1987). Dessa utgörs av en grupp bakteriofager, virus som infekterar bakterier, som kan odlas fram på särskilda *E. coli* stammar (Anon, 2000). Bakteriofager är också användbara som processindikatorer för virusreduktion över olika behandlingssteg då de är enkla att odla till höga halter och ofarliga att använda i fullskaliga system (se kapitel 4).



Figur 3-3 Halterna av en indikatorbakterie (t.ex. *E. coli*) samt tarmvirus (såsom norovirus) i orenat avlopp, efter primär och sekundär rening samt spridning i vattenmiljön. Ju längre från utsläppet kommer den relativa halten av virus att öka i förhållande till indikatorn. Det beror bland annat på deras bättre överlevnad i miljön. Till exempel är sedimentationsprocesser en viktig del i avskiljningen i en vattentäkt. Medan indikatorbakterier hinner dö av kan uppslammat sediment fortfarande innehålla infektiösa virus. Virus sedimenterar heller inte lika väl som indikatorbakterierna i ett ytvatten. Var gränsen där indikatorbakterierna ligger lägre i nivå än virus varierar beroende på typ av avloppsrening och förhållanden i vattentäkten, men uppskattningsvis någonstans mellan en och två veckor (modifierad från VISK, 2013).

Vid förändringar i kvalitet, till exempel efter ett kraftigt regn, handlar det i regel om snabba förlopp, upp till 2–3 dagar. Vid dessa tillfällen är *E. coli* en högst relevant indikator för fekal förorening. Har man i sitt kontrollprogram längre frekventa tidsserier är det stor sannolikhet att höga värden täcker in dessa situationer med förhöjd risk. För råvatten där den fekala påverkan finns längre bort i tid och rum, då *E. coli* sällan påvisas, bör analyser av råvatten kompletteras med fekala enterokocker och klostridier som är tåligare än *E. coli*. Som modell för spridning och överlevnad av tarmvirus är bestämning av somatiska kolifager ett alternativ (tabell 3-1). För en förbättrad kunskap om sitt råvatten bör man komplettera sina mätningar med så kallade händelseprovtagningar vid tillfällen då man kan anta att det råder en förhöjd risk. Vid en sådan provtagning föreslås en utökad analys med detektion av ovan nämnda indikatorer (intestinala enterokocker, *Clostridium perfringens* och kolifager) och om resurser finns även patogener (VISK, 2013).

E. coli har traditionellt använts som en indikator för fekal förorening och historiska mätserier kan därmed användas för att se på såväl medelbelastningen som variationen av avlopps- och gödselpåverkan. Bakterien är däremot känsligare i miljön än många andra tarmvirus och därför användes i denna ansats också mätningar på den sporbildande bakterien *Clostridium perfringens* för att beräkna utspädningen och inaktiveringen av norovirus från avloppsutsläpp till råvattenintag. Beräkningarna, som inom VISK-projektet gjordes, i Glomma visade på bra överensstämmelse mellan halten som erhöles med hjälp av indikatorer samt bestämningen av virusgenom. Halterna låg i medel på cirka 1000 viruspartiklar per liter baserat på *E. coli*-data och en tiopotens högre baserat på *Cl. perfringens* (Pettersen, *et al.*, 2014). Se vidare under kapitel 5.1. statistik samt 5.2. riskvärdering.

Tabell 3-1 Indikatororganismer som kan mätas för att bedöma funktion och hygienisk kvalitet på vatten, deras halt i obehandlat avloppsvatten samt log-reduktion i sekundär rening (kemmällning och aktivslam eller bioreaktor).

Indikatororganism	Halt avlopp [CFU/100ml] ^a	Red. ARV ^b	Kommentar
Koliforma bakterier	10 ⁷⁻⁸	2–3	Ytvattenpåverkan av grundvatten, ev. fekal, förorening
<i>E. coli</i> (EC)	10 ⁶⁻⁷	2–3	(Färska) fekal förorening
Intestinala enterokocker (IE)	10 ⁵⁻⁶	2–3	Fekal förorening
Kolifager (SK)	10 ⁵⁻⁶	1–2	Fekal förorening, risk för virusförekomst Begränsad analystillgänglighet
Clostridiesporer (CP)	10 ⁴⁻⁵	1–2	Sporerna är mycket tåliga och kan indikera fekal förorening längre bort i tid och rum
Totalantal bakterier	-	-	Förändring med onormalt höga värden kan indikera ytvattenförorening. Bör ingå i analys av grundvatten. Var vaksam på förändringar.

a (Naturvårdsverket, 1987, Ottoson, 2005).

b (Naturvårdsverket, 1987, Ottoson, *et al.*, 2006).

3.2.3 Hydrodynamisk modellering

En tredje ansats som använts inom VISK för att studera råvattenpåverkan från avloppsutsläpp är hydrodynamisk modellering. Dessa modeller simulerar transporten av patogener från källan – avloppsutsläppet, åkern, bräddpunkten etc. – till råvattenintaget (Sokolova, 2013, Nyström, *et al.*, 2015). Syftet med modelleringarna är att kunna identifiera perioder med högre risker såsom vid extremt låga eller höga flöden, när sjön vänder och

så vidare. Vidare kan man uppskatta respektive källas påverkan under olika förhållanden som ett underlag för var insatser bör göras i ett uppströmsarbete. Modelleringen möjliggör en titt in i framtiden och vad som händer med råvattenkvaliteten vid olika klimatscenarier. Därmed kan man jämföra dagens situation med morgondagens, det vill säga den relativa skillnaden, och huruvida man bör förbereda sig på en förhöjd risk. Nackdelen är att det tar tid att bygga upp en modell över ett avrinningsområde eller från en punktkälla, samtidigt som modellen behöver stöd av mätningar för att testa hur väl den avspeglar verkligheten.

Hydrodynamisk modellering innebär att man simulerar flödet i en vattentäkt och till detta kan koppla transporten av olika substanser, till exempel viruspartiklar, baserat på såväl verkliga situationer som olika förutbestämda scenarios/händelser (Sokolova, 2013). Modellering av scenariobaserade avloppsutsläpp till Göta Älv gjordes för att jämföra betydelsen utav olika uppströms utsläpp. Det visade sig att det kontinuerliga utsläppet av renat avloppsvatten från Vänersborgs avloppsreningsverk var den relativt viktigaste källan till norovirus vid Överbys råvattenintag, men att detta utgör en basnivå till vilka andra händelser och utsläpp tillkommer. Av stor betydelse är att hydrodynamisk modellering kunde ge information om tiden mellan uppströms händelser och när den ökade belastningen når dricksvattenintaget vilket kan användas som grund för att bygga upp tidiga varningssystem. De mindre studierna som gjordes i Glomma visade på bra överensstämmelse mellan modellering, mätdata (utan justering för utbyte) samt bestämning med hjälp av indikatorer på historiska data (Pettersen, *et al.*, 2014, Sokolova, *et al.*, 2015).

3.3 Implikationer

Med tanke på problemen med virusanalyser och bristen på standardmetoder kommer ett övervakningsprogram under den närmaste framtiden troligtvis fortfarande att baseras på analys av indikatorer. Patogenanalyser kan ge extra information som kan vara nyttig, medan enbart patogenanalyser däremot inte skulle vara till gagn. Ser vi framåt i tiden kan desinfektion av avloppsvatten med till exempel UV-ljus eller ozon komma att bli vanligare. Vad som driver denna utveckling är framför allt att man vill få fram metoder för att bryta ner läkemedelsrester inklusive antibiotika, samt inaktivera resistenta bakterier för att minska trycket på miljön. Detta kommer även få positiva konsekvenser för utsläppen av olika patogener däribland de flesta tarmvirus. Då indikatorerna är känsligare för desinfektion än flertalet av patogenerna kommer detta däremot innebära en sämre korrelation mellan indikatorer och patogena tarmvirus.

3.3.1 Pågående projekt på Livsmedelsverket

På Livsmedelsverket pågår för närvarande tre olika projekt om mikrobiologiska dricksvattenrisker som kommer att generera bra stöd för svenska vattenverk. Projekten är finansierade av Myndigheten för Samhällsskydd och Beredskap, MSB:

1. Risiklassning av svenska ytråvatten: I projektet kartläggs klimat- och miljöberoende variationer i ytråvattenkvalitet och utifrån detta genomförs en risiklassning av landets ytvattentäkter. Underlag tas fram med hjälp av råvattendata, klimatdata, samt regelbundna och händelsestyrda analyser av både indikatorer och sjukdomsframkallande bakterier, parasiter och virus på representativa råvatten i landet. Utöver risiklassningen är förhoppningen att de täta parallella analyserna av indikatorer och sjukdomsframkallande mikroorganismer som genomförs i projektet på ett tydligare sätt ska klargöra hur dessa korrelerar med varandra vilket kommer att ge bra information för att kunna använda sina historiska data på förekomst av till exempel *E. coli* (se 3.2.2).
2. Verktyslåda för fekal källspårning på laboratoriet och i fält: I detta projekt inventeras möjligheterna att med kemiska, fysikaliska samt mikro- och molekylärbiologiska metoder bättre kunna härleda mikrobiologiska föroreningar till en viss typ av utsläppskälla. Målet är att ta fram snabba och kostnadseffektiva verktyg med hög precision som på sikt kan användas vid rutinanalyser. Att få en indikation av vilken källa till föroreningen av råvattnet är vid olika händelser kommer att vara till stor hjälp vid uppströmsarbete (vattenskyddsområden) och bedömning av risk.
3. Hälsoeffekter av planerade förändringar i produktion och oplanerade händelser i distribution av kommunalt dricksvatten: I detta projekt studeras hur olika metoder för beredning av dricksvatten och hur händelser i distributionen påverkar risken att dricksvattenkonsumenter blir magsjuka. Ett annat syfte är att undersöka hur konsumenters attityd till dricksvattenfrågor påverkas av förändringar i dricksvattenförsörjningen och hur kommunerna arbetar med att bygga upp förtroende (se 6.1). Målet är att ta fram av dricksvattenproducenterna efterfrågat kunskapsunderlag, höja Livsmedelsverkets förmåga att bistå dricksvattenproducenter med det stöd som behövs för att ta fram lokala och regionala risk- och sårbarhetsanalyser samt för riktade åtgärder för riskminimering. Resultaten ska användas som planeringsunderlag till vattenförsörjningsplaner (t.ex. väga kostnad mot nytta) och för att förebygga eller hantera kriser.

Dessutom är Livsmedelsverket och Sveriges lantbruksuniversitet med i det Europeiska vattenprojektet AQUAVALENS – Protecting the health of Europeans by improving methods for the detection of pathogens in drinking water and water used in food preparation (www.aquavalens.org). AQUAVALENS tar fram metoder för snabb detektion av molekylära mål, markörer och gensekvenser som ger bättre insyn i förekomsten av patogener i vatten, inklusive vatten som används i livsmedelsproduktionen, och deras möjlighet att orsaka infektion. Dessa metoder kommer sedan att användas för provtagning på många ställen i Europa vilket kommer att ge ett stort underlag till hur patogener i vatten varierar med avseende på väder- och klimatfaktorer, markanvändning och andra förutsättningar såsom typ av vattenförekomst och geologi (Jacobsson & Ottoson, 2015).

4 Virus i dricksvatten

Reningen som sker i vattenverket är i de flesta fall den enskilt viktigaste barriären för ett säkert vatten. I vattenverket finns det dessutom en unik möjlighet till kontroll innan vattnet distribueras till konsumenterna. Eftersom virus inte avskiljs lika effektivt i mekanisk rening som bakterier och parasiter är desinfektion en särskilt viktig barriär, urskilt från övriga steg, med fokus på klor och UV-ljus. För de flesta reningssteg (barriärer), inklusive UV-ljus, är virus dimensionerande, det vill säga att virus är den grupp av organismer som sämst avskiljs eller inaktiveras av barriären i fråga. Undantagen är desinfektion med klor och ozon där parasiterna är tåligare (Smeets, *et al.*, 2006). Framför allt är *Cryptosporidium* spp. oocystor så pass tåliga att reningen inte dimensioneras för reduktion av dessa, utan att det är virus som bestämmer förutsättningarna även där.

Upplägget inom VISK har varit att göra kontrollerade försök med modellvirus och bakteriofager för att sedan skala upp försöken till pilot och även fullskala, och i dessa följa bakteriofager och andra parametrar av vikt som man kan mäta och övervaka (figur 4-1). Utöver själva reduktionen under normal drift har processtörningar vid beredning av dricksvatten identifierats som en risk med relativ hög frekvens (Olofsson, *et al.*, 2001). I fallstudierna presenteras effekten av ett par störningar – såsom genombrott på något eller några filter, sub-optimal koagulering och klorering – och vad det har för betydelse i form av ökad risk (Pettersson, *et al.*, 2014) (kapitel 5).

4.1 Modellvirus i försöken

Beroende på vilken mekanism som bestämmer avskiljningen och/eller inaktiveringen av virus fungerar olika indikatorer mer eller mindre väl. I filteringsprocesser är framför allt storlek och laddning (iso-elektrisk punkt) parametrar av betydelse medan det för UV-ljus och behandling med fritt klor snarare är genomets uppbyggnad och längd som är av vikt (Wigginton & Kohn, 2012, Wigginton, *et al.*, 2012). Vi har inom VISK valt att titta på ett brett spektrum och täcka in fler familjer av virus med olika karakteristik (tabell 4-1), även om norovirus är av absolut störst betydelse för dricksvattenssäkerheten under rådande nordiska förhållanden (VISK, 2013). Viruslika partiklar utgörs i första hand av bakteriofager med dubbelsträngat DNA som kan färgas in medan Live/Dead cells skiljer på bakterier med intakt membran (anses vara levande) mot dem som har trasigt membran (döda).

Tabell 4-1 Karakteristik för de mest aktuella vattenburna tarmvirusen av intresse (ljusblå rader) samt animaliska virus (ljusgröna) och bakteriofager (rosa) som använts i försöken. Genomet kan vara dubbelsträngat (ds) eller enkelsträngat (es), dess längd i kilobaser (kb), baspar (bp), ungefärlig storlek i nanometer samt isoelektrisk punkt, det vill säga vid det pH viruspartikeln är oladdad för de virus det är bestämt (ND = not determined). Live dead cells är en metod för att skilja mellan bakterier som är hela mot dem som har ett skadat cellmembran.

Virus	Familj	Genom (kb)	Storlek (nm)	Isoelektrisk punkt (pI)
Humant norovirus	<i>Caliciviridae</i>	ssRNA (~7,6)	27–32	5,5–6
Rotavirus	<i>Reoviridae</i>	dsRNA (~18,5)	60–70	8
Adenovirus 40/41	<i>Adenoviridae</i>	dsDNA (~36)	70–100	4,5
Humant enterovirus	<i>Picornaviridae</i>	ssRNA (7,2–8,5)	27–30	4–6,4
Astrovirus	<i>Picornaviridae</i>	ssRNA (~7,5)	28–30	n.d.
Hepatit A virus	<i>Picornaviridae</i>	ssRNA (~7,5)	27–32	2,8
Hepatit E virus	<i>Hepeviridae</i>	ssRNA (~7,5)	30–35	n.d.
Canint adenovirus	<i>Adenoviridae</i>	dsDNA (30–36)	70–90	n.d.
Murint norovirus	<i>Caliciviridae</i>	ssRNA (7,4–8,3)	28–40	n.d.
Porcint enterovirus	<i>Picornaviridae</i>	ssRNA (7,4)	~30	n.d.
Reovirus	<i>Reoviridae</i>	dsRNA (~23,5)	60–80	n.d.
Fag 28B	<i>Podoviridae</i>	dsDNA (38–42)	60–65	n.d.
Fag ΦX174	<i>Microviridae</i>	ssDNA (4–6)	~30	6,6
Fag MS2	<i>Leviviridae</i>	ssRNA (3,6)	22–28	3,9
Fag Φ6	<i>Cystoviridae</i>	dsRNA (13,5)	~85	n.d.
Viruslika partiklar	<i>Myo, podo, siph</i>	dsDNA	-	-
Live/Dead cells	-	dsDNA	-	-

4.2 Konventionell rening av ytvatten

Råvatten kan tas ifrån en sjö eller större flod och silas från större föremål såsom fisk, alger med mera i en mikrosil eller ett sandfång. Vattnet leds sedan in i verket, ofta till en blandningsränna där koagulant, till exempel aluminiumsulfat, tillsätts. Koagulanten gör att det bildas flockar som sedan får sedimentera i bassänger innan vattnet snabbfiltreras. Detta steg, koagulering, fällning, snabbfiltrering utgör den första mikrobiologiska barriären i de flesta ytvattenverken i Norden. Andra barriärer som är godkända mot mikrobiologisk förorening är kort konstgjord infiltration (< 14 dagars uppehållstid), långsamfiltrering, membranfiltrering (porvidd < 0,1 µm) samt desinfektion med klor, ozon eller UV-ljus (Livsmedelsverket, 2014). Hur många barriärer som rekommenderas är beroende av råvattnets kvalitet och finns sammanfattat i tabell 4-2. Många vattenverk har dock inte utrett behovet av barriärer eller vet inte hur pass effektiva de är (Johansson, 2009).

Hur mycket som virus avskiljs i processerna sammanställdes i en meta-analys inom EU-projektet Microrisk (www.microrisk.eu) och ligger idag till grund för funktionerna i MRA-verktyget (se kapitel 5). Medelavskiljningen och spannet som olika undersökningar har rapporterat presenteras i tabell 4-3.

4.2.1 Koagulering sedimentering snabbfiltrering, försök i NRV

Som sagt ovan är koagulering en vanlig process som utgör den första barriären i många nordiska ytvattenverk. På Nedre Rommerike Vannverk utfördes försök på virusavskiljning. I vattenverket behandlas råvattnet med kemisk fällning med tillsats av polyaluminiumklorid (PAX-18) innan den påföljande

partikelseparationen som sker i en superpulserator (uppströms lamellsedimentering med pulserande tillförsel). Detta följs av en snabbfiltrering i ett tvåmediafilter bestående av sand och Filtralite® (Håkonsen & Solli Sal 2013). Specifikt studerades effekten av tillsats av koagulant vilken visade ett klart samband med avskiljningen av virus (figur 4-1).

Tabell 4-2 Rekommenderat minsta antal barriärer mot mikrobiologisk förorening i relation till råvattnets innehåll av indikatorbakterier (Livsmedelsverket, 2014).

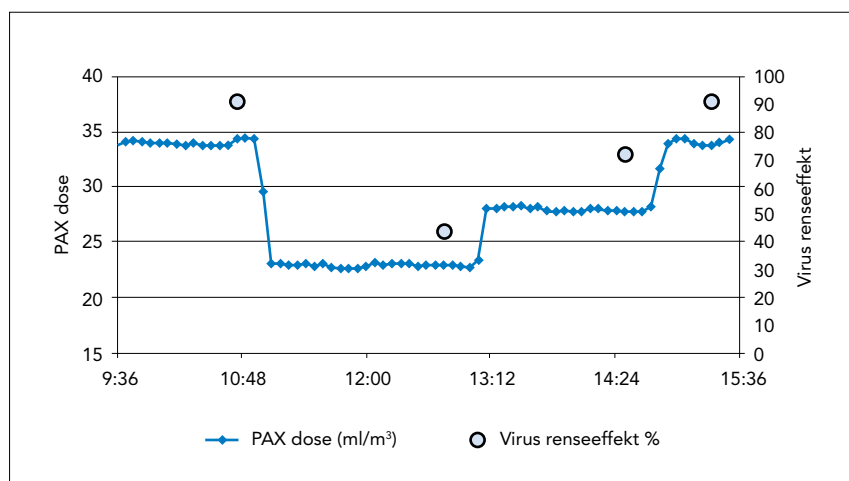
	Opåverkat grundvatten	Ytvattenpåverkat grundvatten	Ytvatten och påverkat grundvatten	
E. coli el. enterokocker	Ej påvisad (i 100 ml)	Ej påvisad (i 100 ml)	1–10 (CFU/100 ml)	> 10 (CFU/100 ml)
Koliforma bakterier	Ej påvisad (i 100 ml)	1–10 (CFU/100 ml)	10–100 (CFU/100 ml)	> 100 (CFU/100 ml)
Minsta antal barriärer	En, en i beredskap ^a	En	Två	Tre

a Vid produktion av < 400 m³/dygn.

Tabell 4-3 Medelavskiljningen uttryckt som log₁₀-reduktion, samt spannet (lägsta–högsta) av virus som har rapporterats i olika studier (Smeets, et al., 2006).

Reningsmetod	Medel [log]	Range [log]	Studier	Data	Relevans*
Aktivt kolfilter	0,4	0,2–0,7	2	10	2
Långsam sandfiltrering	2,2	0,6–4,0	10	13	3,3
Snabb sandfiltrering	0,8	0,1–3,8	12	63	3,2
Koagulering med avskiljning av flockar	1,8	0,2–4,3	5	12	3,5
Koagulering med direktfiltrering	0,9	0,1–3,9	7	48	2,9
Koagulering, sedimentering, filtrering	3,0	1,2–5,3	7	69	3,6

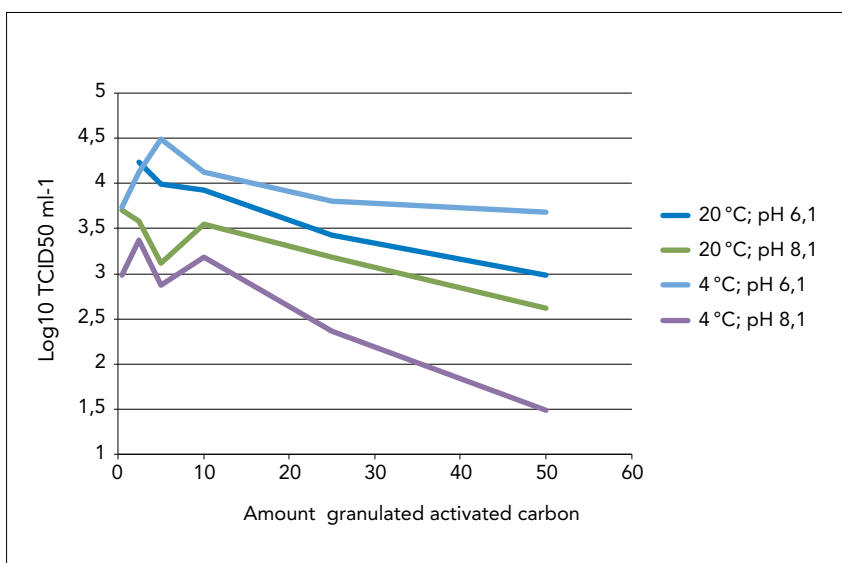
* Ju högre nummer (skala 1–5) desto fler studier som liknade fullskaliga och med mätning av naturligt förekommande virus.



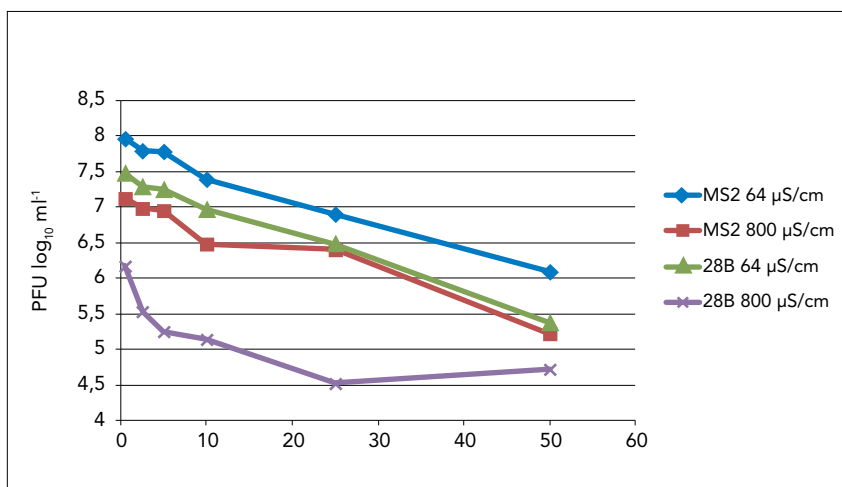
Figur 4-1 Dosering av koagulant (blå linje) och effekten på virusavskiljning (ljusblå cirklar) (Håkonsen & Solli Sal 2013).

4.2.2 Kolfilter

Filter uppbyggda av granulerat aktivt kol anses inte vara någon vidare barriär utan föregående koagulering. Processens huvudsyfte är att ta bort färg, smak och lukt från vattnet (www.norrvatten.se). Viruspartiklar kan dock adsorbera till det aktiva kolet som därmed utgör en barriär. Statens veterinärmedicinska anstalt (SVA) utförde tillsammans med NRV en serie försök i syfte att se hur temperatur (4 respektive 20 °C), pH (6,1 samt 8,1) och konduktivitet (64 och 800 µS/cm) påverkade adsorptionen av murint norovirus (MNV) (figur 4-3a), fag 28B samt fag MS2 (figur 4-3b). Mängden aktivt kol korrelerade väl med reduktionen av alla virus, så att potentialen för adsorption hos materialet finns definitiv. Vid hög konduktivitet inaktiverades MNV så därför finns inte data på hur den parametern påverkade adsorptionen, men baserat på bakteriofagförsöken verkade inte konduktiviteten spela någon större roll (figur 4-2b).



Figur 4-2a Reduktion av murint norovirus genom adsorption som en funktion av mängden aktivt kol vid pH 6,1 och 8,1.



Figur 4-2b Reduktion av bakteriofagerna MS2 och 28B genom adsorption som en funktion av mängden aktivt kol vid konduktiviteten 64 respektive 800 µS/cm.

4.2.3 Långsamfiltrering

Långsamfilter utgörs av stora bassänger som ofta ligger utomhus, där det tar cirka åtta timmar för vattnet att passera igenom den drygt metertjocka sandbädden. I långsamfiltren renas vattnet biologiskt genom att bakterier bryter ner lättillgängligt kol som finns kvar i vattnet. Avskiljningen av virus beror dock främst på fysikalisk och/eller elektrostatisk bindning till sandkornen och den biofilm som bildas runt dem. Inga specifika försök har utförts på långsamfiltrering inom VISK utan för avskiljningseffekten hänvisar vi fortsatt till den sammanställning som gjordes inom Microrisk (tabell 4-3).

4.3 Grundvatten och ytvattenpåverkan

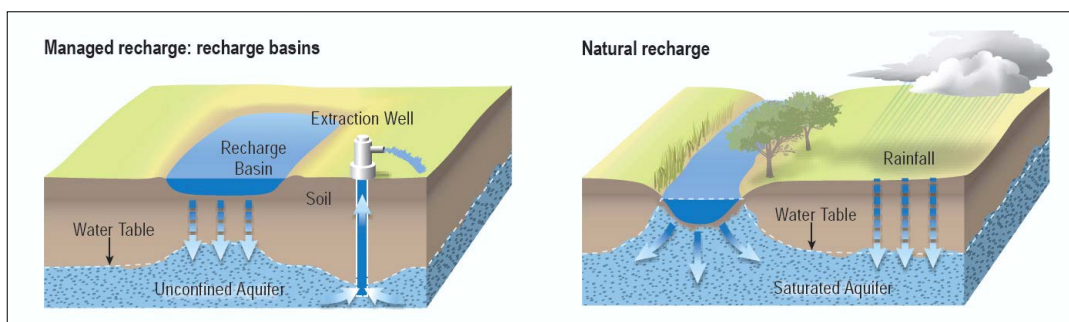
Många vattenverk använder sig av konstgjord infiltration, det vill säga filtrerar ytvatten genom lösa jordlager som sedan blandas med "riktigt grundvatten" i en akvifär. Då grundvattnet till stor del kommer från en ytvattentäkt, vare sig det sker genom att det sprinklas över en yta eller dras direkt genom marken från sjön/älven utgör ytvattnet råvatten och filtreringen genom sand/grusmassorna "vattenverket" (figur 4-3). I regel håller grundvatten en hög kvalitet på grund av en lång uppehållstid i marken, där en viss predation men framför allt en mekanisk och elektrostatisk avskiljning sker. Reduktionen är beroende av egenskaper hos viruspartikeln i sig, vattnet och materialet det vill säga gruset/sanden och den biofilm som bildas på kornen (Engblom & Lundh, 2006, NGU, 2011). Vad gäller naturlig infiltration är storleken på den omättade markzonen mellan grundvattennivå och markyta av stor betydelse för avskiljning av virus. Med ökad nederbörd riskerar grundvattennivåerna höjas och det kanske största mikrobiologiska hotet mot grundvattentäkter är en ökad frekvens extremnederbörd som eliminerar den omättade zonen och skapar översvämningar som leder till att förorenat ytvatten kan tränga in i brunnar. Höga flöden påverkar också reduktionen vid induktion, det vill säga när grundvattnet infiltreras från en ytvattentäkt. En barriär i sig är den reduktion som sker över den så kallade biohuden i brottytan mellan vattendraget och marken (figur 4-4). Vid höga flöden finns inte denna och alltså finns här också ett hot vid högre flöden och mer extremväder som vi måste bereda oss på inför framtiden. Baserat på de studier som utfördes inom VISK (se 4.3.1) samt litteraturstudier presenterades förslag på maximal log-reduktion för tarmvirus enligt tabell 4-4. Dessa är dock betydligt lägre än dem som (Engblom & Lundh, 2006) rekommenderade.

4.3.1 Fältstudier i Norge

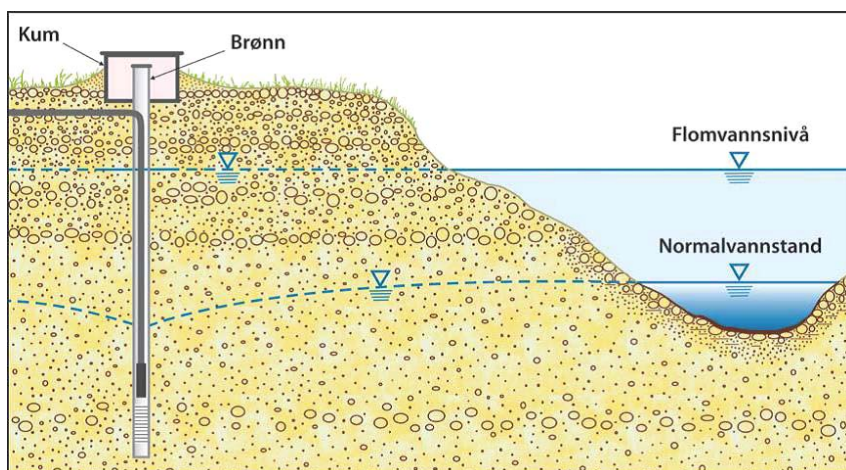
Andelen vattenburna utbrott orsakade av grundvatten mellan 1984 och 2007 reflekterade andelen grundvatten i Norge (40 %). Norovirus identifierades som den viktigaste orsaken till sjukdom. Det syntes ingen tydlig korrelation till säsong, men de största utbrotten inträffade under vintern (Kvitsand & Fiksdal, 2010). Inom VISK har undersökningar utförts vid två kommunala vattenverk i Midt-Norge. För mer information om vattentäkterna och försökets utformning hänvisar vi till WP4-rapporten inom VISK

Tabell 4-4 Exempel på barriäreffekter för virusreduktion vid strömning genom den mättade zonen. Exemplet gäller vid användning av vertikala produktionsbrunnar och förutsätter att akvifären består av 80 % sand och att 10 % av marklagret har en kornstorlek < 1 mm. Dessutom måste avlagringen vara fri från kanaler med grövre material som kan orsaka stopp i transportvägen. Grundvattnets strömningshastighet bör vara < 5 m/dygn (VISK, 2013).

Avstånd vattendrag och brunnområde	Kontakttid i den mättade zonen	Maximal log-reduktion virus
80 meter	> 20 dygn	4 log
60 meter	> 15 dygn	3 log
40 meter	> 10 dygn	2 log
20 meter	> 5 dygn	1 log



Figur 4-3 Naturlig nybildning av grundvatten från nederbörd och vattendrag eller konstgjord nybildning av grundvatten i infiltrationsbassäng (www.deltacouncil.ca.gov).



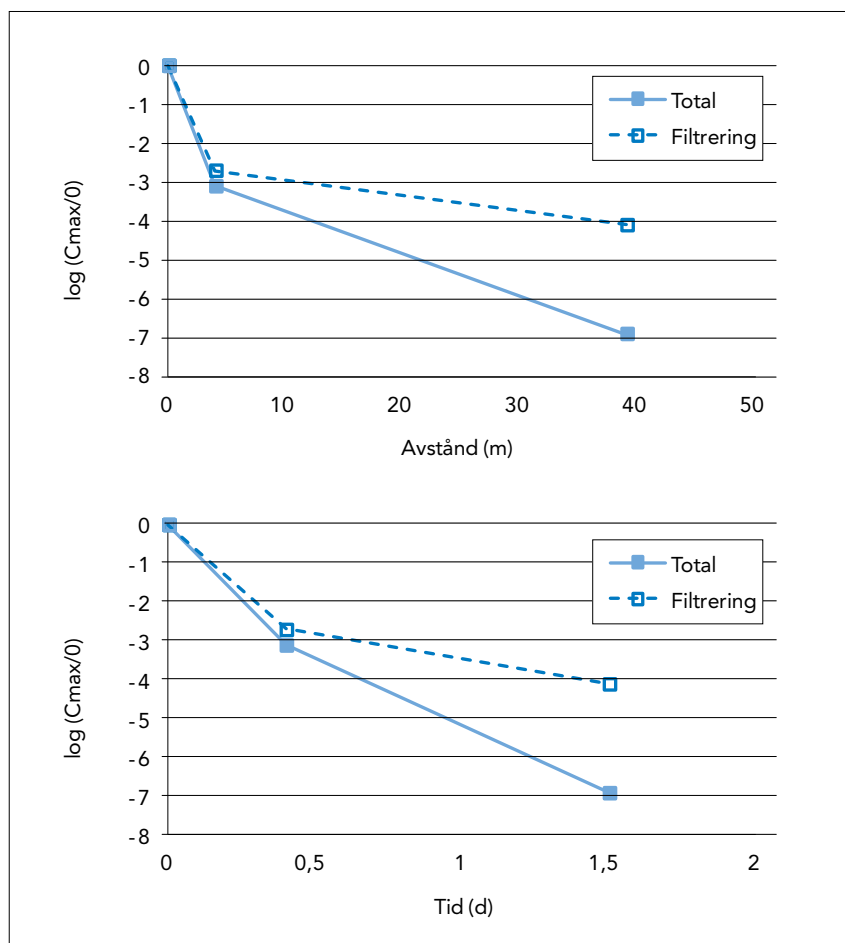
Figur 4-4 Vid normalt vattenstånd är infiltrationsytan mot ett vattendrag ofta igenslammad och har en god reningseffekt på det ytvatten som infiltreras in till grundvattnet. Filtreringseffektiviteten hos flodbädden kan emellertid variera under året. Särskilda risker är knutna till perioder med översvämning och högt vattenstånd i älvar och insjöar. Ett kraftigt vattenflöde kan «skrapa» bort slamlagret i flodbädden så att reningseffekten minskar. Vid onormalt högt vattenstånd kan vatten infiltreras genom grövre lager högre upp längs flodbanken (kanaldränering). Detta ger en ökad infiltrationshastighet och reducerad reningseffekt (Eckholdt & Snilsberg, 1992).

(Håkonsen & Solli Sal 2013). Gemensamt för båda vattenverken är att grundvattnet tas från lösa jordlager och att grundvattenbildningen sker från nederbörd och genom induktion från ett vattendrag. Transporten av infiltrerat ytvatten sker i den mättade zonen och marken består av sand och grus av varierande tjocklek och heterogenitet. Båda vattenverken har dessutom

permanent desinficering, det ena med UV-ljus, det andra med klor (Håkonsen & Solli Sal 2013). I försöken så kunde man visa på en sammanlagt 7 log reduktion över 39 meter under 1,5 dygn. Den största reduktionen uppmättes under de första fyra metrarna (figur 4-5).

4.3.2 Vattenproduktion i Danmark

I Danmark skiljer sig produktionen av vatten väsentligt från Norge och Sverige. I Danmark står grundvatten för 99 % av dricksvattenförsörjningen. Jordbruket står för en betydande del av markanvändningen och de största hoten mot hälsosamt vatten utgörs snarare av nitrat och bekämpningsmedel än mikrobiologiska föroreningar (Guzman-Herrador, *et al.*, 2015). Nitrat rör sig lättare i mark än virus och från den naturgödsel som sprids är det inte speciellt många virus som kan spridas till människor, det vill säga i huvudsak hepatit E virus som kan spridas till människor (Widen, *et al.*, 2011, Ottosson, 2012). Danmark har därför inte drabbats av dricksvattenburna utbrott i samma utsträckning som Sverige och Norge (Guzman-Herrador, *et al.*, 2015). Dem som har skett har dessutom i de flesta fall handlat om förorening av uttagsbrunn (Laursen, *et al.*, 1994) eller direkt på ledningsnätet,

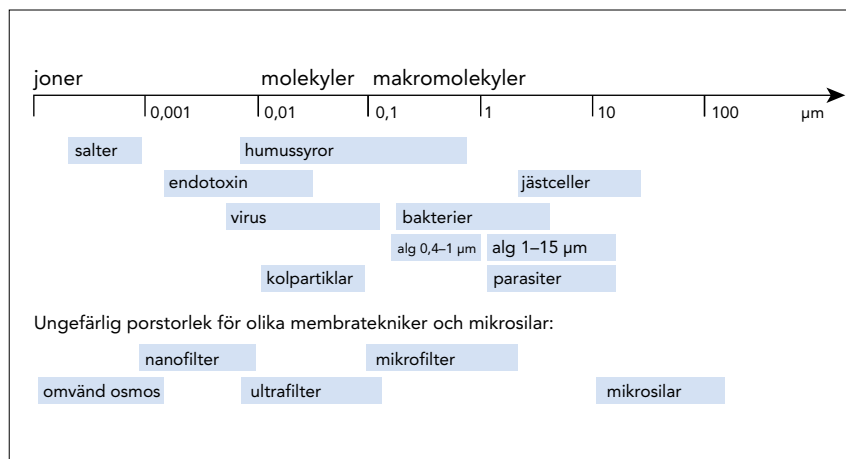


Figur 4-5 Reduktion av MS2 som en funktion av avstånd respektive uppehållstid. Den brutna linjen representerar reduktionen som beror på filtrering i lösa jordlager, medan den heldragna linjen utgör totalreduktionen inklusive utspädning och dispersion (Håkonsen & Solli Sal 2013).

till exempel i samband med ett arbete eller vid tryckfall (van Alphen, *et al.*, 2014). När det gäller sannolikheten för det förra (förorenade uttagsbrunnar) står vi dock i Skandinavien inför likartade utmaningar med högre vattenflöden och ett åldrande avloppsledningssystem med större risk för läckage.

4.4 Membranfiltrering

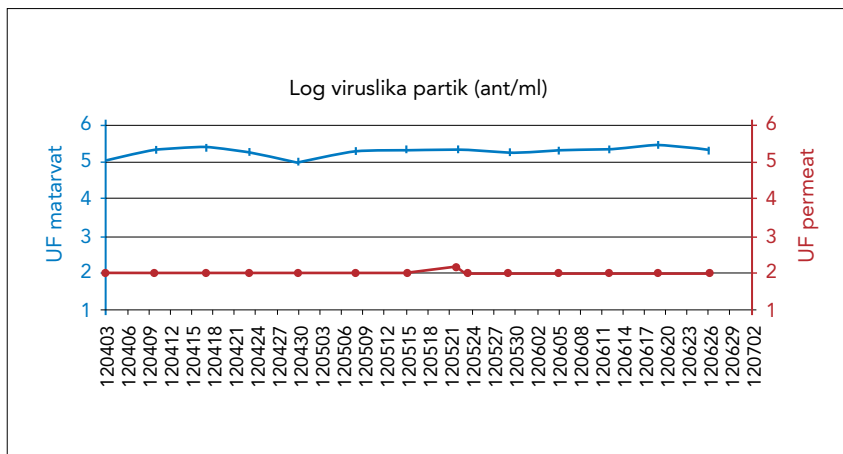
Membranfilter för dricksvattenberedning är ett membran av polymer eller cellulosa med små porer. Beroende på porstorleken delas filtren in i olika kategorier med olika förmåga till avskiljning av mikroorganismer och kemiska föreningar (figur 4-6). Vattnet pressas genom membranet vilket leder till att mikroorganismer, restflock och partiklar avskiljs effektivt. En fördel med membranfilter är att de är tåliga för eventuella störningar i föreliggande processer, det vill säga de utgör en oberoende barriär. Antalet studier som har gjorts på reduktionen av virus som grund för MRA-verktyget är begränsade, för mikrofiltrering har 0–3,7 log rapporterats, >6,5 log för ultrafiltrering samt 2,7–6,5 över omvänd osmos-filter (Smeets, *et al.*, 2006).



Figur 4-6 Storleksorientering: partiklar, mikroorganismer och porstorlek för olika membranprocesser (Heinecke, *et al.*, 2011).

4.4.1 Ultrafilter i Göteborg

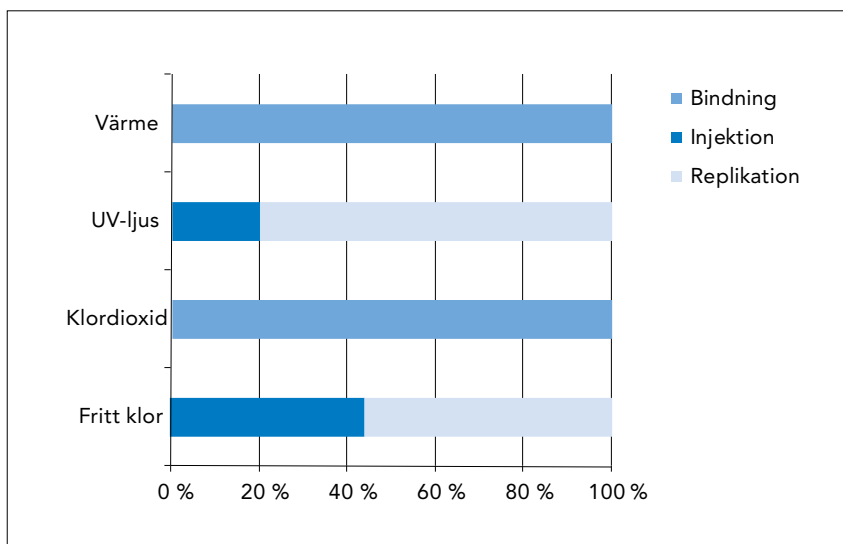
Inför utbyggnaden av Lackarebäcks reningsverk, som förser en stor del av invånarna i Göteborg med dricksvatten, gjordes ett gediget underlag till vilken reningsprocess som borde installeras – där valet föll på ultrafilter (UF) – samt en samhällsekonomisk analys för installationen (WSP, 2010). Inför själva upphandlingen gjordes en kravspecifikation, bland annat med avseende på barriäreffekten för virus. Själva upphandlingsprocessen finns bland annat beskriven av (Heinecke, *et al.*, 2011). Sedan 2010 har en pilotanläggning drivits för att se hur väl processen fungerar med aktuellt råvatten. Över pilotanläggningen har bland annat reduktionen av viruslika partiklar (VLP) (se 4.1) studerats. Avskiljningen var på drygt 3 log (figur 4-7), vilket är i enlighet med de krav som ställdes inför upphandlingen (Heinecke, *et al.*, 2011). Mer information om försöksupplägg och resultat finns att läsa i (Håkonsen & Solli Sal 2013) och (Almqvist, *et al.*, 2012).



Figur 4-7 Viruslika partiklar bestämda som log10 antal per ml i matarvatten och permeat (behandlat). Log-reduktionen = den förra – den senare, det vill säga drygt 3 log under hela försöksperioden 2012 (Håkonsen & Solli Sal 2013).

4.5 Desinfektion

Vid rening av ytvatten är desinfektionen i de flesta fall den barriär som ger mest reduktion av virus. Svenska och norska vatten är dock rika på humusämnen (lösta kolföreningar) vilka orsakar problem vid desinfektionen. SVA har inom VISK utfört kontrollerade försök för att specifikt studera vattnets inverkan vid desinfektion (UV/klor) på olika virus och bakteriofager. Detta ger möjlighet att skala upp försöken för att studera effekten i vattenreningen med bakteriofager som indexorganism. Vid val av modellorganism spelar mekanismen för virusinaktivering roll. Denna har bestämts på MS2 av en grupp i Schweiz för bland annat fritt klor och UV (figur 4-8).

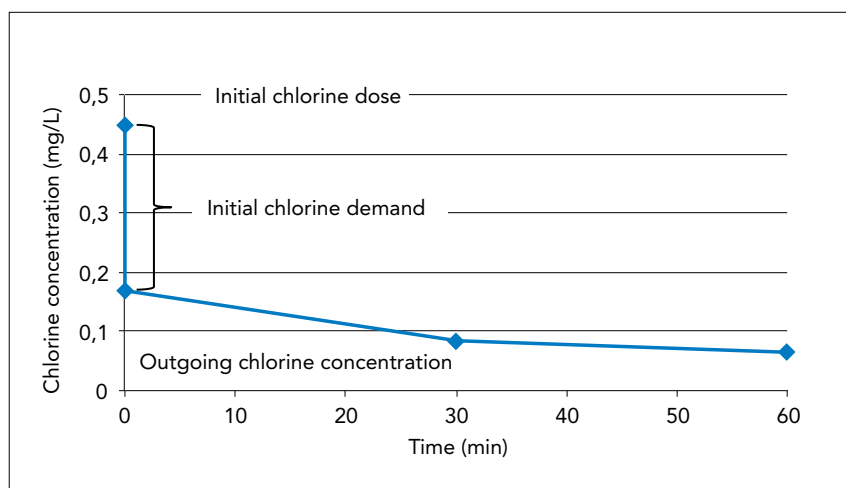


Figur 4-8 Specifik virusförstörande mekanism för olika metoder av desinfektion på MS2: fritt klor (FC), klordioxid (ClO_2), UV-ljus samt värme (modifierad från Wigginton, et al., 2012).

4.5.1 Klordesinfektion

Fritt klor påverkar både virusets arvsmassa och möjligheten för virus att injicera sin arvsmassa i värdcellen, medan klordioxid i huvudsak verkar genom att utsatta viruspartiklar inte kan binda till sina värdceller (Wigginton & Kohn, 2012, Wigginton, *et al.*, 2012). Desinfektionseffekten vid bruk av klor är primärt avhängig koncentration och kontaktid (CT, figur 4-9), men påverkas också av pH, organiskt material, typ av klorförening och temperatur (Ödegaard, *et al.*, 2009). Fritt klor är effektivare vid lägre pH då jämvikten drivs mot den mer virucida hypoklorsyran (ekvation 4-1). I och med att den biokemiska aktiviteten ökar med temperaturen går inaktiveringen av virus fortare ju högre temperatur det är. Försöken inom VISK har utförts på olika typer av vatten, från råvatten från Rådasjön till ultrafiltrerat vatten, vid 5 °C och pH 6,8–7,4. Vattnen, totalt 16 stycken, har kommit från Göteborg och Nedre Rommerike Vannverk och inaktiveringsförsöken upprepades två gånger med modellvirus och bakteriofager listade i tabell 4-1.

Ekvation 4-1: $\text{H}^+ + \text{OCl}^- \leftrightarrow \text{HOCl}$

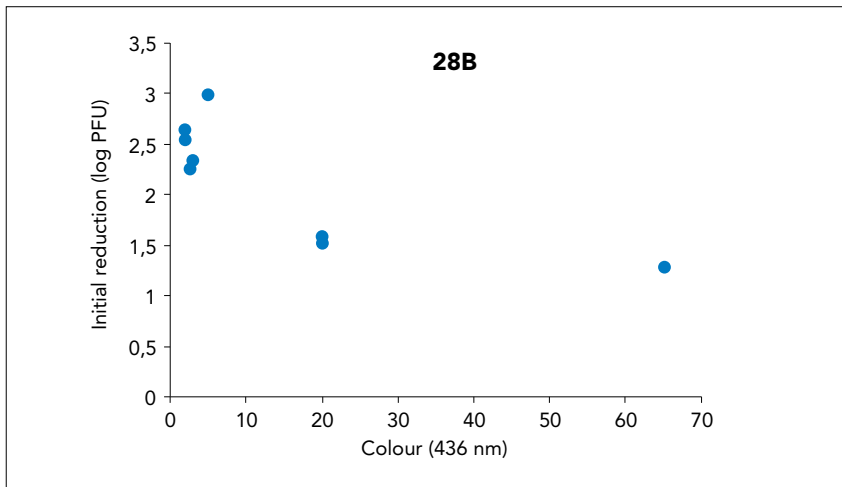


Figur 4-9 Desinfektionsförlopp, klor. CT-värdet motsvarar arean under linjen.

Initialreduktionen av virus låg mellan 2 och 5 log med ett genomsnitt på över 3 log för alla testade virus (tabell 4-4). Ingen effekt av vare sig pH eller vatten kunde påvisas (data visas inte). Vid försök med bakteriofager kunde vi däremot se att ett högre färgtal gav en försämrad initialreduktion (figur 4-10). I och med att virus tillsattes i höga halter för dessa försök utgörs en stor del av det organiska materialet av själva virusstocken, vilket kan få till följd att inaktiveringen i initialreduktionen riskerar att överskattas, och att det är en funktion av detta som mäts vid högre färgtal.

När det gäller inaktiveringen som en funktion av CT gick det inte att särskilja effekten vare sig mellan olika virus, pH eller vatten på grund av den snabba avdödningen. För alla animaliska virus i alla vatten låg CT för en log reduktion under 1,0 mg*min/L. Det högsta värdet, 0,90 var för adenovirus på obehandlat råvatten från Rådasjön. I de flesta fall låg CT för en log reduktion under 0,5 mg*min/L (tabell 4-5). Intressant nog spelade koncentrationen roll för reduktionen och att det för ett specifikt CT-värde

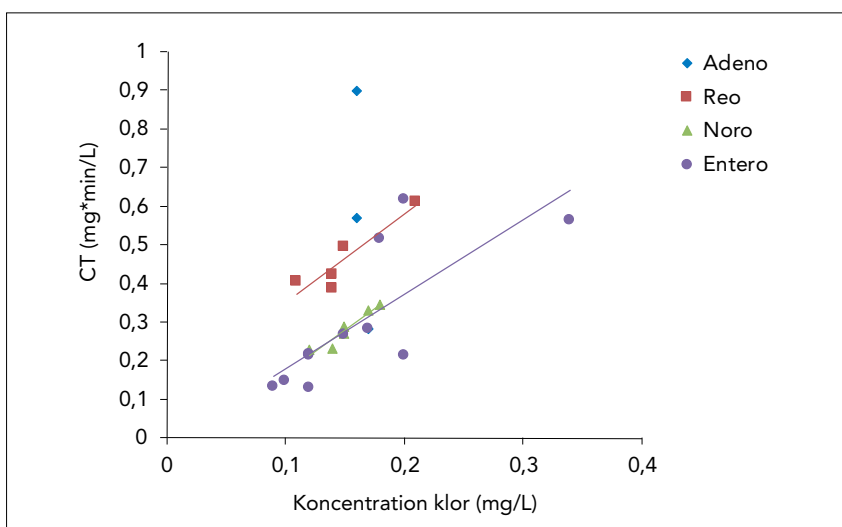
är bättre med lägre koncentration och behandling under längre tid (figur 4-11). Detta är viktigt att ta i beaktande när det gäller utformningen för klorkontaktbassänger i framtiden så att en så lång minsta uppehållstid för vattnet i bassängen uppnås.



Figur 4-10 Initialreduktionen (log PFU/ml) som en funktion av färgtal vid 436 nm för fag 28B.

Tabell 4-5 Log reduktion vid initial klorförbrukning samt det CT-värde som behövs för att uppnå en log reduktion (Håkonsen & Solli Sal 2013).

Virus	Initial log ₁₀ reduktion (medel; std)	min-max (log ₁₀)	CT 1 log reduktion (mg*min/l)	min-max (mg*min/l)
Adenovirus	3,94 (1,43)	1,87–5,68	0,58 (0,31)	0,28–0,90
Norovirus	3,48 (0,48)	2,27–4,55	0,28 (0,05)	0,22–0,34
Enterovirus	3,18 (0,53)	2,20–4,30	0,29 (0,17)	0,13–0,62
Reovirus	3,48 (0,69)	2,75–4,38	0,46 (0,09)	0,39–0,61
28B	2,14 (0,61)	1,28–3,00	3,44 (1,07)	2,41–5,12
ΦX174	4,97 (1,97)	2,21–6,21	0,79 (0,08)	0,68–0,86
MS2	0,34 (9,23)	0,08–0,73	12,6 (13,6)	2,87–40,4
Φ6	4,89 (0,32)	4,23–5,40	n.a.	



Figur 4-11 CT-värdet som behövs för en log reduktion av adeno-, reo-, noro- och enterovirus som en funktion av klorkoncentrationen (Håkonsen & Solli Sal 2013).

4.5.2 UV-ljus

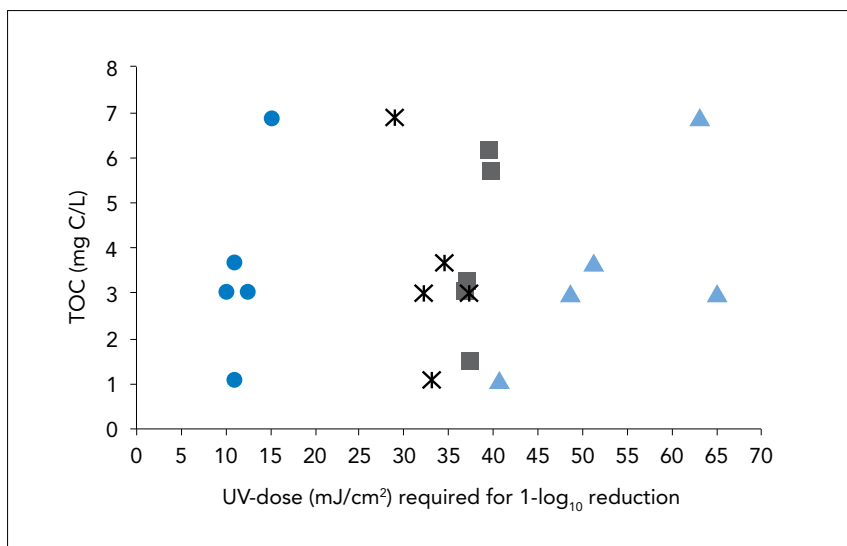
I en enkät utförd av Livsmedelsverket visade det sig att många vattenverk planerar installation av UV-ljus (Säve-Söderberg, *et al.*, 2013). Den främsta orsaken till detta är troligtvis de två stora dricksvattenburna utbrotten i Sverige som orsakades av den klortåliga parasiten cryptosporidium. Liksom för klor är UV-behandlingen beroende av föregående processers effektivitet med en sämre effekt vid högre turbiditet och färgtal. Vidare kan substrat såsom lättflyktiga fettsyror och aldehyder bildas i UV-processen som ger möjligheter till bakteriell tillväxt och problem i ledningssystemet (Bertilsson & Tranvik, 1998). Dessa påverkar dock inte risken för virus hos konsumenten men kan ställa till med tekniska problem på ledningsnätet och i värsta fall tillväxt av patogena bakterier.

En sammanställning av resultat på reduktionen av de viktigaste vattenburna virusen pekar på att man vid en dos på 30–40 mJ/cm² uppnår 3–4 log reduktion (tabell 4-6). Ett undantag är det dubbelsträngade DNA-viruset adenovirus som kan reparera skador på arvmassan genom att utnyttja värdcellens maskineri (Hijnen, *et al.*, 2006) vilket gör att effekten av UV på dessa är begränsad och uppskattningsvis en knapp log reduktion vid samma stråldos (tabell 4-5).

Tabell 4-6 UV dos (fluence) [mJ/cm²] som behövs för att uppnå 2, 3 resp. 4 log reduktion för olika virus (modifierat efter Eikebrokk, *et al.*, 2008).

Virus	UV dos (fluence) [mJ/cm ²] per log reduktion		
	2 log	3 log	4 log
Calicivirus	10–15	15–25	30
Adenovirus	60–100	80–150	
Enterovirus	10–15	15–25	25–40
Rotavirus	15–20	25–30	40
Hepatit A virus	8–14	12–22	16–30

SVAs studier som utfördes på råvatten från Glomma och Göta Älv gav något sämre reduktion. Effekten av organiskt material (här mätt som TOC) i vattnet är tydlig (figur 4-12) och bör tas i beaktande vid UV-desinfektion, särskilt för adenovirus, som i sig är väldigt tåliga. I och med att MS2 har en liten arvmassa är bakteriofagen tålig i UV-processen och därmed en bra modell för inaktiveringen av andra enkelsträngade tarmvirus (Wigginton & Kohn, 2012; Wigginton, *et al.*, 2012).



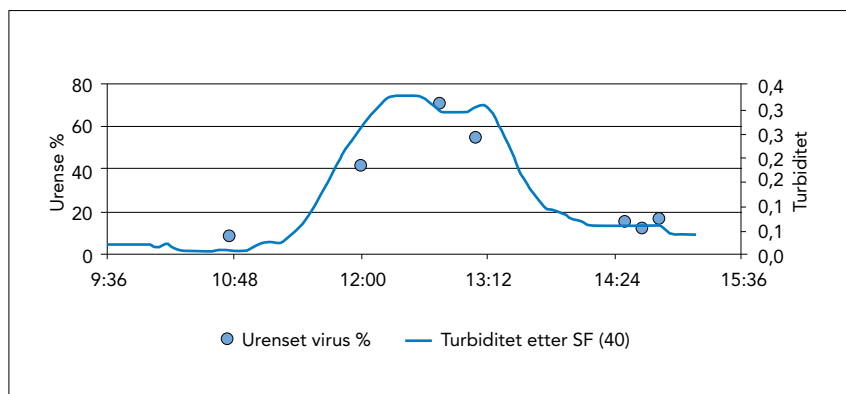
Figur 4-12 UV dosen (mJ/cm²) som behövs för att uppnå en log reduktion för murint norovirus (●), reovirus (✕), MS2 (■) och adenovirus (▲) i ett antal råvatten med olika innehåll av total organiskt kol (TOC) uttryckt som mg/l.

4.6 Övervakning av funktion

För att garantera att konsumenterna får ett tjänligt vatten är det viktigt att kunna kontrollera effektiviteten i barriärerna, särskilt vid tillfällen av drift-avvikelser. Rydberg, *et al.*, (2009) ger rådet att fokusera på vilken begränsad reduktion man har under icke optimala förhållanden. Möjligheten till snabb uppföljning i dessa lägen kan vara avgörande för den mikrobiologiska säkerheten. I kapitel fem presenteras simuleringar över ett antal scenarion och vad dessa kan innebära i ökad risk samt några förslag på hur man kan motverka eller begränsa effekten av en händelse.

Som sagt finns det avskiljande och inaktiverande barriärer. Beroende på vilken typ av barriär kan olika analyser lämpa sig olika bra för övervakning. Andra faktorer som styr valet av analysmetoder är vilken organismgrupp som ska övervakas, hur viktig är analys och svarstiden samt vilken detektionsnivå är nödvändig (Rydberg, *et al.*, 2009). Till exempel så kan turbiditet mätas on-line och ger ett bra mått på effekten i koagulering-sedimenteringssteget (figur 4-13) medan det inte säger särskilt mycket om hur väl kloreringen har avdödat virus. Längre fram i reningståget, eller för grundvatten, är troligtvis vattnet så fritt från partiklar att det ligger under gränsvärdet för vilken turbiditet man kan uppmäta. Som tidigt varningssystem i dessa fall kan analysen dock utgöra en viktig funktion.

I tabell 4-6 presenteras en del förslag till vad som kan övervakas och i vilket syfte.



Figur 4-13 Återstående procentandel av virus (%) i behandlat vatten i förhållande till vattnets grumlighet (Håkonsen & Solli Sal 2013).

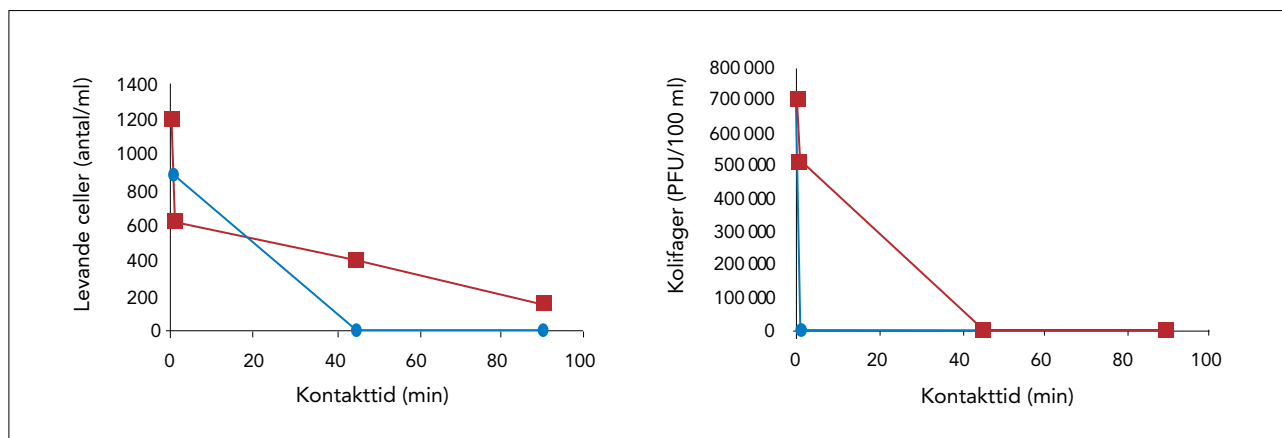
Tabell 4-6 Metoder för övervakning av barriärverkan i dricksvattenrening. (Baserat på Rydberg, et al., 2009, Bäckström, et al., 2013).

Metod	Måter	Tid för resultat
Viruslika partiklar	Avskiljning av virus	Timmar
Turbiditet	Avskiljning av partiklar	Realtid
Partikelräknare	Avskiljning av partiklar	Minuter
Sensorer	Beroende på sond ^a	Minuter
Indikatorbakterier	Reduktion och inaktivering av bakterier	Dygn
Bakteriofager	Avskiljning och inaktivering av modellvirus	Sex–18 timmar
Beta-galaktosidas	Indirekt mätning av koliforma bakterier	Timme
Beta-glukorinidas	Indirekt mätning av E. coli	Timme
Levande/döda celler	Inaktivering av bakterier genom perforering av cellmembran	Timmar
Klorkoncentration	Indirekt inaktivering av virus och bakterier	Minuter

a Till exempel kan man mäta ATP som ett mått på bakteriell aktivitet genom bioluminiscens eller koppla antikroppar som binder specifikt till ett mål och då det därmed avges en signal.

4.6.1 Mätning av organismer

Colifast ALARM[®], Colilert[®], Enterolert[®], är exempel på metoder där man kan mäta enzymatisk aktivitet av fekala indikatorbakterier efter en kortare tids inkubation än vid normal odling av dem. För Colifast ALARM[®] kan man göra en preliminär avläsning efter sex timmar (Bjergaarde & Hansson, 2012). Halten bakteriofager går att bestämma preliminärt efter fyra timmars inkubering med sin värdstam (Anon, 2000). Kopplat till klorinaktivering utförde (Forsberg, 2012) studier på vatten från Lackarebäcks vattenverk i Göteborg där den uppmätta inaktiveringen av indikatorbakterier, levande/döda celler samt ϕ X174 jämfördes med den förväntade inaktiveringen baserat på CT-värdet. Resultaten visade att den uppmätta inaktiveringen av levande celler var större än eller likvärdig med den förväntade (figur 4-14a). Kolifagen ϕ X174 hade en uppmätt inaktivering som var betydligt större än den förväntade som till största del skedde vid tillsats av klorret (d.v.s. initialreduktion) (figur 4-14b). Detta ligger i linje med resultaten på SVA där man också såg en hög initialreduktion hos ϕ X174, medan CT för en log reduktion i senare skede däremot stämde väl överens med



Figur 4-14 Uppmätt (röd) och förväntad (blå) reduktion av levande celler (vänster) och ϕ X174 (höger), från Forsberg, 2012.

de tarmvirus vi vill bestämma reduktionen för (tabell 4-5). Slutsatsen från Forsbergs (2012) studier är att reduktionen av intakta celler gav en bättre indikation på virusinaktivering än reduktionen av indikatorbakterierna och att den använda kolifagen tycktes vara relativt klorkänslig. Ytterligare försök med mer klortåliga fager kan vara ett värdefullt underlag för bedömningar av hur tåliga humanpatogena virus är mot desinfektion med klor.

4.6.2 Indirekt mätning av bakterier och on-linemätning

För att komma ner ytterligare i svarstid och kunna övervaka halterna och eller avskiljningen av mikroorganismer i realtid har sensorteknik börjat användas mer och mer. Inom Aquavalens (se 3.3) har man bestämt sig för att mäta ATP som ett mått på bakteriell aktivitet (Vang, *et al.*, 2014). Själva detektionsplattformen går även att använda för antikroppar eller prober som kan binda mer specifikt till mikroorganismerna i sig (Vang, *et al.*, 2014).

Andra metoder för att få snabbare resultat av fekal förorening genom direktmätning av enzymatisk aktivitet Coliguard® (numer BACTcontrol, www.microlan.nl) har utvärderats av såväl (Ryzinska-Paier, *et al.*, 2014) som (Bjergaarde & Hansson, 2012). Gemensamt för flera av metoderna som presenterats här är att det kan finnas en potential i att använda dem i ett övervakningssyfte för att titta på funktionen över olika reningssteg. Vi anser dock att de gör mest nytta för snabb detektion av förorening av råvattnet, med undantag för ATP-detektion som lämpar sig för distributionsnätet. On-linemätning med möjlighet att fånga in föroreningstoppar kan användas som tidiga varningssystem, med möjlighet att förändra efterföljande process eller rent av stänga råvattenintaget. Som metod för att fånga in föroreningstoppar kan så enkla verktyg som att mäta turbiditet eller fluorescens också fungera väl, visat av bland annat Tornevi, *et al.*, (2013), Farnleitner, *et al.*, (2005) och Ryzinska-Paier, *et al.*, (2014). Övervakningen av ett beredningssteg bör ske med en metod som förslagsvis är snabb och kontinuerlig, helst något som går att mäta online och med direktlarm (se mer under 5.3. HACCP). Exempel på så kallade kritiska styrpunkter är att mäta fritt klor, pH, koagulant, turbiditet och UV-intensitet (Svenskt Vatten 2014).

5 Att uppskatta risken med virus i dricksvatten

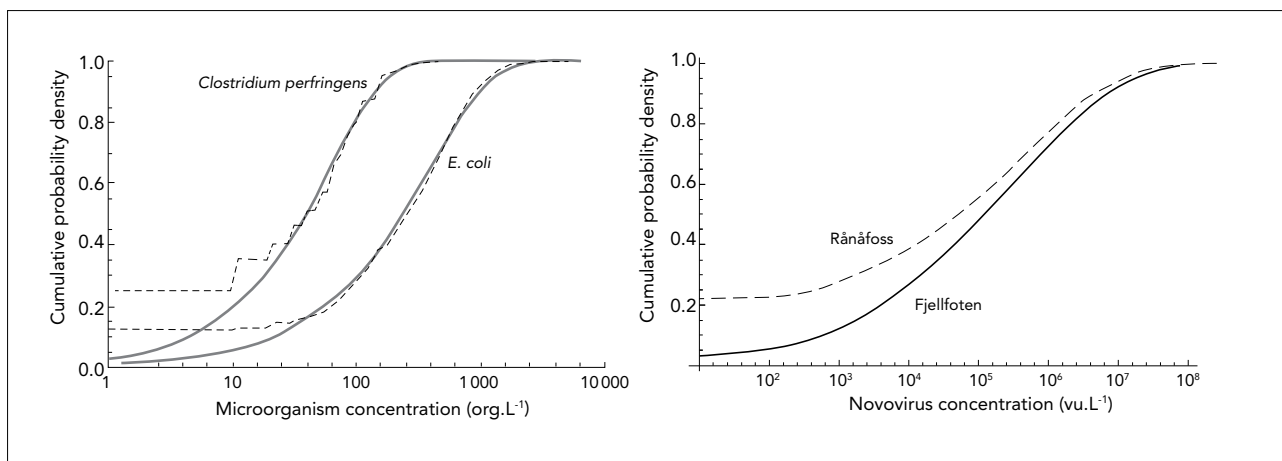
Risk kan ses som en funktion av sannolikheten för att en viss händelse inträffar och konsekvensen av att denna händelse inträffar. En sammanvägning av konsekvens och sannolikhet är alltså en vanligt förekommande beskrivning. I fallet med mikrobiologiska riskvärderingar kan det till exempel handla om sannolikheten att exponeras, infekteras eller bli sjuk (exponeringsuppskattning), medan konsekvensen syftar till allvarligheten i symptomen och risken för folksjukdomar (farokarakterisering). Produkten av dessa faktorer ger riskkarakteriseringen.

Medan många riskvärderingar fokuserar på sannolikheten har utvecklingen av Disability adjusted life years (DALY) utformats för att kunna jämföra konsekvensen mellan olika faror, till exempel sjukdomar och andra riskfaktorer som kostvanor (Murray, *et al.*, 1996). En fördel med DALYs är att man kan jämföra olika typer av risker med varandra för att göra en riskrankning. Ett annat sätt att utnyttja riskvärdering är att jämföra olika system eller scenarios med varandra och räkna ut den relativa risken för ett alternativt system jämfört med dagens. Som beslutsunderlag kan alla dessa så kallade end-points vara till nytta.

Kvantitativ riskvärdering (QMRA) har visat sig vara ett värdefullt verktyg vid tillämpningen av water safety plans/vattensäkerhetsplaner (WSP) (WHO, 2005) såsom vid bedömning (utvärdering av huruvida systemet kan leverera rent dricksvatten); övervakning (identifiering av kritiska gränser för kritiska styrpunkter) samt riskhantering (utveckling av effektiva strategier för hantering av sårbarheter i systemet) (Medema & Ashbolt, 2006). QMRA utgår ifrån mät- eller annan data på virusförekomst (se 3.2) och reduktion (se 4) för att kunna göra en bedömning över graden av exponering för en population, till exempel dricksvattenkonsumenterna i en stad. För att kunna systematisera denna bakgrundsinformation omvandlar man mätdata till statistiska fördelningar som motsvarar de data-set man får från sina mätningar och/eller hittar i litteraturen (se 5.1).

5.1 Statistik

För att kunna göra kvantitativa riskvärderingar är mätdata en nyckel. Som beskrivits tidigare i rapporten finns det problem med tillförlitliga data på till exempel virusförekomst (se kap. 3) på grund av faktorer som stor andel negativa prover samt positiva prover med stor variation (Pettersson, *et al.*, 2006). Därför kan det behövas alternativa statistiska tillvägagångssätt för att beskriva halterna virus i vatten samt deras reduktion över olika barriärer. Inom Microrisk menade författarna, vid utvecklandet av MRA-verktyget, att den optimala ansatsen är att den statistiska analysen bör anpassas till varje individuellt data-set (Pettersson, *et al.*, 2006). Mikrobiologisk förekomst i miljön har visat sig vara lognormalfördelad, vilket innebär att om



Figur 5-1 Kumulativa Gamma-distributioner anpassade till rapporterade halter från prover som tagits vid råvattenintaget till Nedre Rommerike Vannverk (nollvärdet ersätts med halva detektionsgränsen, vänster) samt modellerade noroviruskoncentrationer i avloppsvatten vid Rånåfoss och Fjellfoten reningsverk (höger) (Pettersen, *et al.*, 2016).

man logariterar alla analysresultat kommer dessa att passa en normalfördelning bättre än de icke-logariterade värdena (Hirano, *et al.*, 1982, Loper, *et al.*, 1984). En fördel vid statistisk bearbetning är att man då undviker negativa värden och kan räkna hur lågt som helst (t.ex. organismer per miljarder liter) samt att man på ett naturligt sätt kan beskriva hur halterna troligtvis ser ut under detektionsgränsen (figur 5-1). En annan fördelning som används för att beskriva data är triangelfördelningen, där man för in min-, max- samt mest troliga värden, vilket ger en fördelningsfunktion som ser ut som en triangel sett till frekvensen. Denna fördelning är frekvent använd för barriärverkan i MRA-verktyget (Lundberg, *et al.*, 2009).

5.2 Riskvärdering

För att säkerställa ett hälsosamt vatten bör man, som beskrivits i Handboken (VISK, 2013), veta hur förorenat råvattnet är samt hur effektivt vattenverkets barriärer kan avskilja och inaktivera dessa föroreningar, det vill säga man arbetar utifrån kvantifiering av fara och barriärverkan. Det finns idag två verktyg som är applicerbara till hjälp för detta och utvecklade för svenska förhållanden; den modell som tagits fram inom ramen för ett SVU-projekt som baseras på QMRA (Lundberg, *et al.*, 2009) samt det angreppssätt som tagits fram i ett samarbete mellan Norsk Vann och Svenskt Vatten och som går under benämningen God DesinfektionsPraxis (GDP) (Ödegaard, *et al.*, 2009).

För att få ett begrepp om huruvida reningen på ett vattenverk är tillräcklig rekommenderar Svenskt Vatten att man genomför riskanalyser med verktygen GDP och MRA, där en ansats kan vara att inleda med en GDP-analys. Generellt kan man säga att GDP är ett bra basverktyg. Med hjälp av ganska enkla medel kan man få en uppfattning om hur väl anpassad reningsprocessen är sett till förutsättningarna med avseende på råvattenkvalitet. Nackdelen är att man inte kan ta hänsyn till variabilitet, och det är svårt att studera effekter av förändringar i processen – såväl avsiktliga

som oavsiktliga. I det läget är MRA ett mer flexibelt verktyg, lämpat för specifika undersökningar. Samtidigt kräver MRA mer initiativ och kunskap av användaren. Utöver bedömningen av barriärbehov under normala förhållanden kan metoden användas för att bedöma risken i samband med incidenter, till exempel under händelser med kraftig förorening av råvattnet eller fel på en av reningsprocesserna i vattenverket (Medema & Ashbolt, 2006).

Ett lämpligt arbetsflöde skulle kunna vara enligt följande:

1. Undersökning av fekala föroreningskällor till råvattnet i avrinningsområdet.
2. GDP för en allmän rekommendation om nödvändigt barriärbehov.
3. MRA – Scenarioanalys som bedömer vattenverket under normal drift och specifika risk-händelser (se 5.2.2).

Hos Svenskt Vatten finns underlag, rapporter, hjälp etc. för att underlätta detta arbetsflöde (www.svensktvatten.se).

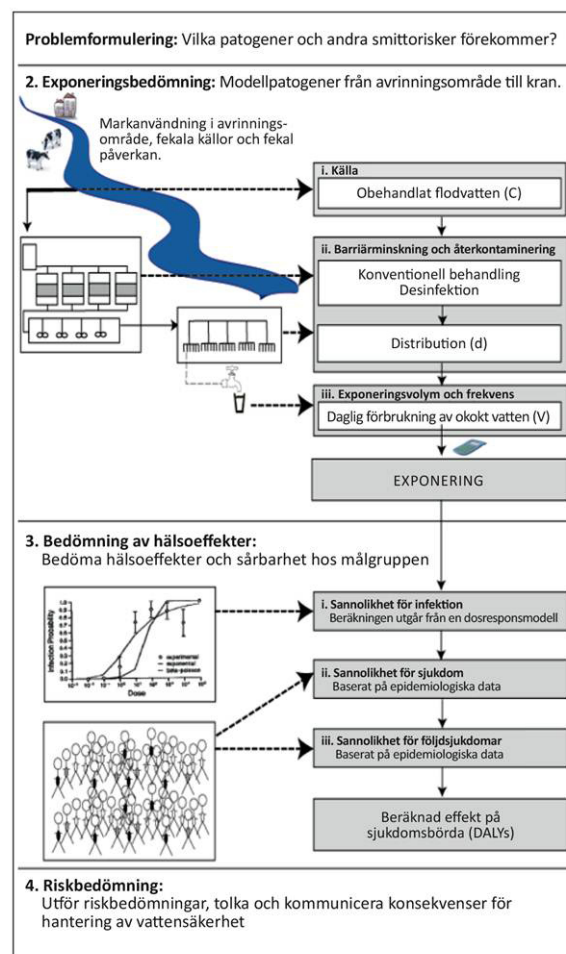
5.2.1 Att använda sig av QMRA

Det första steget i en QMRA är att definiera syftet med och omfattningen av undersökningen. Varför vill man genomföra en kvantitativ bedömning av systemet? Vilken specifik fråga är det man med hjälp av QMRA försöker besvara som stöd för WSP? Omfattningen av denna definieras av faroidentifieringen och karakteriseringen, exponerings- och hälsoeffektbedömningen (figur 5-2).

Faroidentifiering: Fokus för det aktuella projektet är mänskliga tarmvirus, särskilt norovirus. För vissa specifika undersökningar kan andra tarmvirus väljas: rotavirus på grund av deras smittsamhet och relevans för barn; adenovirus på grund av deras UV-resistens och enterovirus på grund av klortålighet.

Exponeringsuppskattning: Hur virus tar sig hela vägen från deras källa (infekterad individ) till exponering för en ny värd definieras för det specifika dricksvattensystemet. Källorna till virus i avrinningsområdet identifieras tillsammans med de faktorer som bidrar till deras halt. Alla barriärer identifieras.

Hälsoeffektbedömning: I VISK har vi i så stor utsträckning som möjligt använt oss av DALY som ett mått på risken, och med en μ DALY som mål för kvaliteten (Pettersson, *et al.*, 2006, Pettersson, *et al.*, 2014).



Figur 5-2 Arbetsflöde för QMRA (VISK, 2013, Pettersson, *et al.*, 2014).

5.2.2 Fallstudier i Glomma och Trollhättan

Två fallstudier har genomförts inom ramen för VISK. Syftet med dessa var att med hjälp av QMRA på ett systematiskt sätt tolka de nya data som har tagits fram inom projektet. En stor andel av dricksvattnet i Norden produceras från ytvatten av relativt hög kvalitet, men med föroreningstoppar som kan vara korta (t.ex. från bräddat avloppsvatten) till måttligt varaktiga (t.ex. under snösmältning med höga flöden). Ytvatten är ofta påverkade av behandlat, men inte desinficerat, kommunalt avloppsvatten och/eller små avlopp från enskilda hushåll. Under vintern förekommer en stark säsongstopp av vinterkräksjuka i befolkningen vilket innebär att mycket virus utsöndras samtidigt. Det kalla vattnet och de korta dagarna (lite UV-ljus) gör att viruset överlever länge i ytvattnet under denna period av hög incidens. För att producera ett säkert dricksvatten till sina konsumenter bör vattenverken därför beakta förekomsten av norovirus i ytvattentäkten, såväl under normala förhållanden som under specifika händelser med ökad belastning, och huruvida de reningsprocesser man har klarat av att avskilja och inaktivera virus i råvattnet till acceptabla nivåer i det färdiga dricksvattnet.

Vattenverkens möjlighet att leverera säkert dricksvatten utvärderades i dessa fallstudier med avseende på norovirus från källan till förorening (avloppsvatten) till behandlat dricksvatten. Fokus låg på metoder att bestämma virushalten i ytvatten (kapitel 3) samt vattenverkens förmåga att avskilja och inaktivera virus (kapitel 4) och hur man med hjälp av QMRA kan systematisera dessa data för att utvärdera betydelsen av olika händelser såsom: ökad belastning, suboptimal koagulering, filtergenombrott samt suboptimal desinfektion (Pettersson, *et al.*, 2014).

Resultaten från de två fallstudierna visade på potentialen med att använda QMRA, till exempel med hjälp av MRA-verktyget, för att förstå och hantera risker med vattenburna virus. QMRA möjliggör en utvärdering av ett systems förmåga att leverera ett säkert vatten. De två vattenverken, Överby och NRV, lever båda upp till kraven på ett säkert vatten under normala förhållanden, så länge man har ett effektivt koaguleringssteg samt bra hydraulik i klorkontaktbassängen.

Viktiga punkter att ha i åtanke är dock:

- Normalt utsläpp av renat avloppsvatten är en viktig källa till norovirus i ytvatten. Möjligheten att förbättra avskiljningen i avloppsreningsverken skulle vara ett effektivt sätt att minska halterna i miljön och därmed öka marginalen för eventuella problem i dricksvattenprocessen. Bättre avloppsrening minskar även risken för andra exponeringsvägar såsom via strandbad eller bevattningsvatten. Dessa spridningsvägar ligger dock utanför VISKs mål men är bra att ha i åtanke vid planering och eventuell avvägning mellan att satsa på uppströmsarbete och/eller utbyggd vattenrening.
- Detektion av norovirus med RT-qPCR visar på höga nivåer och stor variation. Osäkerheten med såväl metodens utbyte samt betydelsen av påvisade genomkopior i förhållande till infektiösa partiklar gör dock att andra metoder för att bestämma halten virus i vatten bör användas som komplement till mätningar i råvattnet. I projektet användes därför

även fekala indikatorer samt hydrodynamisk modellering som metoder för att bestämma virushalterna i råvatten med god överensstämmelse med mätdata.

- Hydrodynamisk modellering visade sig även vara ett värdefullt verktyg för att bättre kunna hantera händelser med ökade virushalter i miljön genom att ge information om tiden från uppströms utsläpp till dess att detta når råvattenintaget. Kopplat med rutiner för larm mellan avloppsrenings- och vattenverket möjliggörs ett selektivt intag (d.v.s. att man undviker att ta in det mest förorenade vattnet) eller proaktiv övervakning till exempel genom ökad dos koagulant och/eller klor för att säkerställa optimal virusreduktion vid tiden för ökad belastning.
- Effektiv koagulering är beroende av tillsatt dos polymer och felaktig, det vill säga för låg, dosering kan öka risken mellan 100–200 gånger på dygnsbasis och därmed leda till ytterligare sjukdomsfall via dricksvatten om inte desinfektionen fungerar optimalt.
- Effektiv filtrering är beroende av en stabil hydraulisk belastning av filtren. Fluktuationer genom anläggningen som kan uppstå vid backspolning kan försämra reduktionen av virus med en 10-falt höjd risk på dygnsbasis som konsekvens, men att det för båda vattenverken i detta fall ligger inom ramen för ett dricksvatten av acceptabel kvalitet.
- Effektiv inaktivering av norovirus kan ske vid låga koncentrationer av fritt klor, men för att möta målet för säkert dricksvatten är det framför allt viktigt att karakterisera uppehållstiden i klorkontaktbassängen så att man får en så lång minsta uppehållstid som möjligt.

5.3 HACCP, Water Safety Plans och QMRA

Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (Livsmedelsverket, 2001) ålägger dricksvattenproducenterna att kontrollera sin verksamhet och analysera faror och kritiska styrpunkter när det är nödvändigt för att upprätthålla tillfredsställande hygien. Förfarandet för detta kallas HACCP (Hazard Analysis and Critical Control Points) och betyder på svenska ”Faroanalys och kritiska styrpunkter”. HACCP togs ursprungligen fram för att NASA ville kvalitetssäkra maten som astronauterna hade på sina rymdresor och har sedan dess blivit ett vedertaget sätt att arbeta inom livsmedelsbranschen. HACCP innebär ett system som identifierar, bedömer och styr faror som är viktiga för livsmedlets (dricksvattnets) säkerhet genom att jobba med aktiv övervakning och kontroll av hela produktionsprocessen. Genom att arbeta med ett förebyggande säkerhetstänkande är målet att störningar i processen ska kunna upptäckas och åtgärdas innan de märks hos konsumenten.

HACCP bygger på sju principer (Livsmedelsverket, 2005):

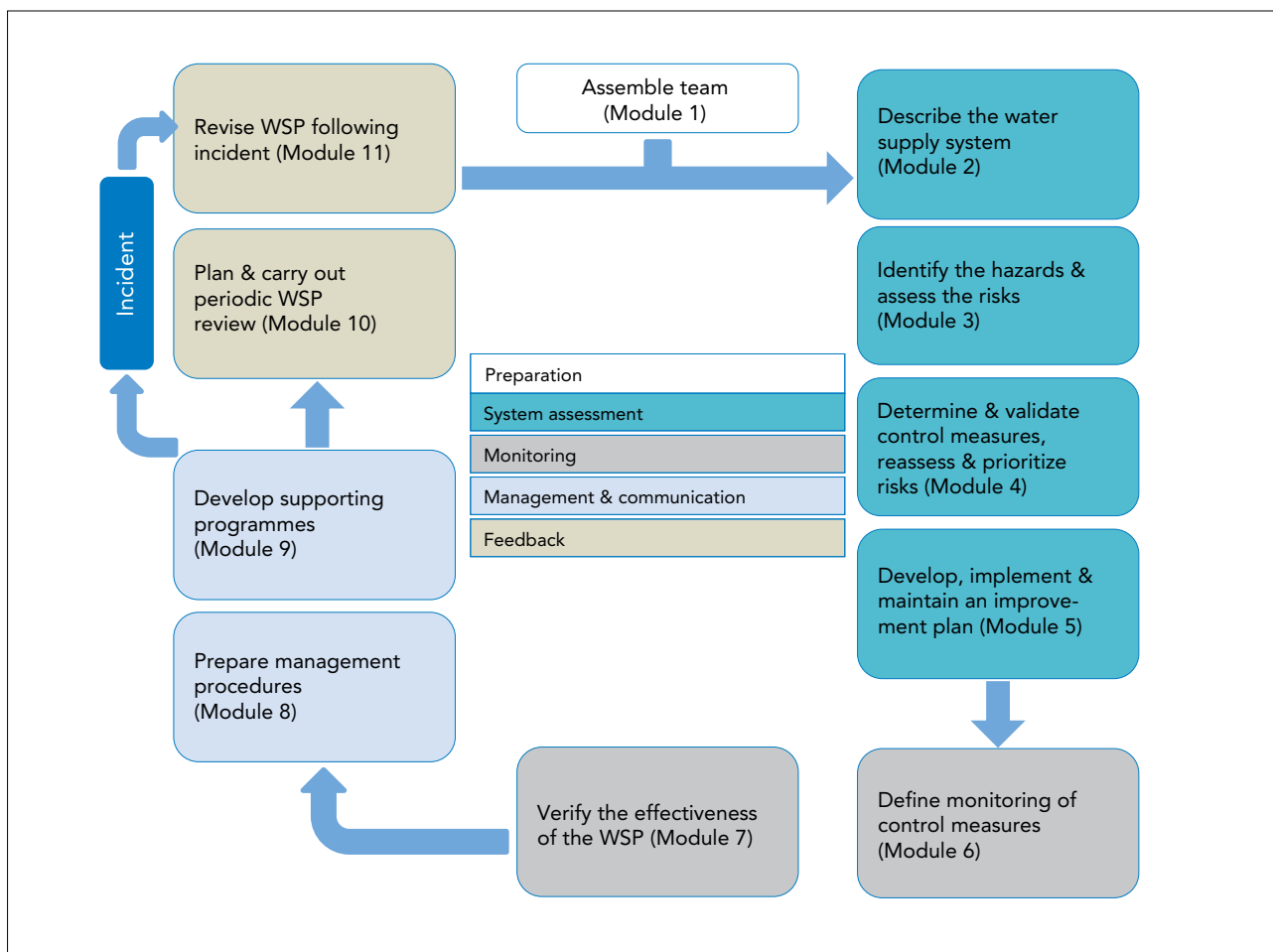
1. Utför en faroanalys. Identifiera och utvärdera potentiella faror som kan förknippas med varje steg i produktionen. Bedöm deras sannolikhet och konsekvens. Identifiera åtgärder för att kontrollera dem.
2. Bestäm kritiska styrpunkter. En kritisk styrpunkt är ett steg där kontroll kan tillämpas och är nödvändig för att förebygga eller eliminera en fara eller reducera den till en acceptabel nivå.

3. Fastställ kritiska gränser. Dessa måste uppfyllas för att säkerställa att den kritiska styrpunkten har förväntad verkan, till exempel fritt klor > 0,05 mg/l i utgående vatten från kontaktbassängen.
4. Övervakning av kritiska styrpunkter. Inrätta ett system för att övervaka att de kritiska gränserna upprätthålls genom schemalagda tester och observationer.
5. Korrigering av åtgärder. Fastställ vilka korrigering av åtgärder som skall vidtas när övervakningen visar att en viss kritisk styrpunkt inte är under kontroll.
6. Verifiering och validering. Fastställ verifieringsmetoder för att bekräfta att HACCP-systemet fungerar effektivt. Upprätta rutiner för kontroll, som till exempel kan omfatta kompletterande tester och förfaranden för att bekräfta att HACCP-systemet fungerar effektivt, till exempel egenkontrollprogram med analys av produkten med avseende på bestämda parametrar och varför dessa mäts.
7. Dokumenteringsrutiner. Inrätta ett system för dokumentation över alla rutiner och journaler som krävs för dessa principer och tillämpningen av dem.

För att underlätta vattenverkens arbete med egenkontroll har Svenskt Vatten tagit fram branschriktlinjer i form av en handbok (Svenskt Vatten, 2014). Handboken beskriver bland annat allmänna hygienregler och dess grundförutsättningar, vilka provtagningar och kontroller som ska genomföras på råvattnet, i beredningen och på dricksvattnet samt förslag på korrigering av åtgärder och utvärdering.

HACCP-planen, kan begränsas till råvattnet och det ansvar som vilar under Livsmedelsverkets befogenhet. Vattensäkerhetsplaner å andra sidan ser till hela avrinningsområdet (WHO, 2005)(figur 5-3). När det gäller avrinningsområdet ska dock lämpliga vattenskyddsområden upprättas för att skydda råvattnet. Där ligger det ett vägledningsansvar på Havs- och Vattenmyndigheten (Naturvårdsverket, 2011). Den helhetssyn som vattensäkerhetsplanerna syftar till är dock inte i motsatsförhållande till, utan helt förenlig med, HACCP-planen där hänsyn till tidigare produktionsled och processer ska tas (Livsmedelsverket, 2005). Kort kan man säga att faroidentifieringen i arbetet med vattensäkerhetsplaner flyttar närmare källan till förorening från råvattnet. På det sättet finns också möjlighet till att införa fler styrpunkter mellan källan till förorening och konsument, vilket är att jämföra med log-kredditer som man kan tjäna genom uppströmsarbete när man använder sig av GDP (Ödegaard, *et al.*, 2009).

Om verksamhetsutövaren har infört vattensäkerhetsplanen anser Livsmedelsverket att kraven i dricksvattenföreskrifterna 2b § om att inrätta förfaranden baserade på HACCP-principerna, har uppfyllts (Svenskt Vatten, 2014). Som beskrivits i fallstudierna kan QMRA vara ett bra verktyg att använda sig av vid såväl planering av vattenskyddsområden, val av reningsprocesser och bestämning av kritiska styrpunkter som vid utvärdering av systemen och deras känslighet.



Figur 5-3 Water safety planning är en iterativ process som i stort innehåller samma steg som HACCP, det vill säga att man bör sätta ihop ett team som beskriver systemet innan man gör en faroidentifiering (modul 3). För att hantera dessa faror införs kontrollpunkter (modul 4) som kan övervakas (modul 6). Planen verifieras som i HACCP (princip 6, här modul 7) till exempel genom ett kontrollprogram (WHO, 2005).

6 Att kommunicera risken med virus i dricksvatten

Tillit och förtroende är av stor betydelse när man vill skapa goda samarbeten, såväl människor emellan samt mellan allmänhet, verksamhetsutövare och beslutsfattare. Tillit till och förtroende för beslutsfattare påverkar hur allmänheten bedömer och upplever risken kopplad till en potentiell fara. Människor som litar på en beslutsfattare uppfattar i högre grad att de riskbedömningar som görs av beslutsfattaren är trovärdiga. Dessa människor har också högre acceptans för påföljande förändringar och åtgärder som görs för att minska konsekvenserna av en händelse såsom en misstänkt vattenburen smitta (Morrison, 2012).

Man skiljer mellan tillit, vilket bygger på en viss samstämmighet av värden och avsikter, och förtroende, vilket grundar sig i tidigare erfarenheter av att händelser inträffar som förväntat. Tillit innebär att man är villig att göra sig sårbar inför någon annan, det kan vara en person, en myndighet eller andra beslutsfattare. Tillit baseras på sociala relationer där egenskaper som öppenhet, ärlighet och integritet är av betydelse. Att ha förtroende för att något kommer att ske innebär inte nödvändigtvis att man litar på avsikterna eller har samma värderingar som berörda personer, myndigheter eller beslutsfattare. De viktigaste skillnaderna mellan tillit och förtroende är att tillit innefattar risk och sårbarhet medan förtroende inte bygger på dessa aspekter; tillit baseras på sociala relationer medan förtroende baseras på förtrogenhet, kännedom och tidigare erfarenheter; och att föremål för tillit är personer, eller enheter som kan uppfattas som personer, medan man kan ha förtroende för vad som helst, till exempel att vatten kommer att rinna ut kranen när man vrider på den (Morrison, 2012).

6.1 Hur bygger vi förtroende

Hur man arbetar för att bibehålla ett förtroende är avgörande i händelse av att till exempel en incident sker. Nedan finns förslag på råd kring hur man kan agera för att bygga upp förtroende för våra vattentjänster, publicerade och diskuterade i Morrison, (2012):

Håll er till fakta: Håll er till riktiga fakta och informera om dessa endast då ni är säkra på att de är sanna. Att behöva dementera en uppgift i efterhand kan få allvarliga konsekvenser för organisationens trovärdighet.

Lyft fram goda exempel: Framhäv verkligt lyckade insatser (exempelvis ”vi hade ställt ut vattentankar inom 24 timmar”).

Arbeta förebyggande och tala om det: Planera i förväg och låt folk veta vilken beredskap att hantera incidenter som finns. Hävda inte att beredskapen är 100-procentig. En sådan beredskapsplan finns inte och när man misslyckas att leva upp till förväntningarna finns risk att man betraktas som inkompetent.

Var tillgängliga: Ha tillräckliga resurser tillgängliga för att allmänheten ska kunna kontakta er.

Samarbeta med andra och var konsekventa: Håll kontakt med andra ansvariga instanser för att undvika att presentera motstridiga budskap. Olika budskap från olika inblandade aktörer kan verka förvirrande och påverkar allmänhetens förtroende, och därmed också deras benägenhet att följa eventuella anvisningar som rör krissituationen. Samarbeta öppet med andra betrodda informationskällor. Om flera trovärdiga organisationer kan stödja samma budskap är det en bekräftelse på att den information som kommuniceras är rimlig och det är mindre sannolikt att allmänheten inte litar på de andra inblandade grupperna.

6.2 När olyckan har varit framme, vikten av social tillit

Om det ändå händer en olycka eller incident är det viktigt hur man agerar för att behålla en god tillit till vårt vatten. Nedan följer råd för att åstadkomma detta, publicerade och diskuterade i Morrison, (2012).

Var ärlig: Att ta ansvar för ett fel som ni är ansvariga för visar på ärlighet och moral. Om det senare framkommer att information avsiktligt har undanhållits, kan förtroendet från allmänheten få sig en rejäl törn.

Visa uppriktighet: Berätta hela sanningen, även om du själv och andra i närheten inte hamnar i bästa dager. Svara inte på frågor du inte kan svara på eller som är utanför ditt arbetsområde. Erkänn att du inte kan svara, men att du eller andra jobbar på det.

Visa medkänsla: Visa medkänsla för allmänhetens problem. Var beredd att lyssna på andras problem och visa sympati, även om det är tidskrävande.

Ta ansvar: Undvik att skylla på andra. Även om det faktiskt är någon annans fel, visar beskyllningar att man undviker att ta ansvar.

Var tillgänglig och tydlig: Var tillgänglig och tillmötesgående för att utfrågas och ifrågasättas av allmänheten och media, på tider som passar dem. Använd en enda synlig talesperson. Människor är mer benägna att lita på en känd individ än en ansiktslös institution.

Ge stöd: Hjälp andra att hjälpa sig själva. Att erbjuda användbara, praktiska råd tyder på goda intentioner och på en viss kompetensnivå.

Arbeta förbyggande: Bygg upp goda relationer med kunder under en längre tid så att folk förstår era motiv innan incidenter och kriser inträffar. Bygg upp relationer med media så att de vet att era intentioner är goda.

7 Avslutande kommentarer

Det finns många källor till sjukdomsframkallande mikroorganismer i råvattnet och området är mycket komplext, men den främsta källan är orenat avloppsvatten. Risken för att orenat avloppsvatten når råvattnet ökar i takt med att klimatet förändras, eftersom mer intensiv nederbörd kan öka bräddningen av avloppsvatten till de vattendrag och sjöar som används som råvattentäkter. Sjukdomsframkallande mikroorganismer är bland annat virus, bakterier och parasiter. Virus är de allra minsta och även dem som är svårast att mäta såväl som att avskilja i vattenreningsverken.

Hur ska vi hantera denna ökande risk för mikrobiologisk smitta idag och i framtiden? VISK-projektets råd är att ett riskbaserat angreppssätt av problematiken behövs, där hela kedjan från råvatten till konsument bedöms utifrån risk och där åtgärder görs där de är relevanta. Det kan handla om åtgärder inom avrinningsområdet, byte av råvattenkälla, åtgärder på vattenverket med extra barriärsteg och ändrade rutiner vid arbete med distributionsnätet. QMRA, till exempel med hjälp av MRA-verktyget, kan vara ett viktigt hjälpmedel för dricksvattenproducenter i detta avseende för att kunna utvärdera och bedöma effekten av olika åtgärder redan på ett planeringsstadium.

Åtgärder kan också syfta till ökade mikrobiologiska krav på utsläpp eller andra ändringar av regler nationellt och inom EU. Ett krav på en mikrobiologisk miljö kvalitetsnorm har till exempel framförts inom vattenförvaltningsarbetet i Sverige och skulle om den fanns kunna utgöra en drivkraft för att få till lagar och regler för att begränsa utsläpp av sjukdomsframkallande mikroorganismer till råvatten. Detta skulle kunna ge oss incitament till att vidta åtgärder för en renare miljö vilket i förlängningen ger oss ett säkrare dricksvatten i framtiden.

En avvägning för vilken åtgärd som är bäst för att nå en större mikrobiologisk säkerhet ur ett helhetsperspektiv och som ger mest samhällsnytta bör också bedömas och finnas med som beslutsstöd för att rätt beslut ska kunna fattas. Det kan göras med så kallade kostnads-nyttö eller samhälls-ekonomiska analyser där olika åtgärder kan ställas mot varandra. Detta är mycket viktigt för att få till den bästa helhetslösningen för en kommun eller region och för att nå ett hållbart samhälle. Det är också möjligt att göra strategiska avvägningar av vägval och beslut med hållbarhetsanalys där kriterierna: hygien, miljö, ekonomi, sociokultur och teknisk funktion beaktas (Carlsson & Kärrman, 2014).

Kommunikation kring en trygg vattenförsörjning är också viktigt för att bygga tillit och förtroende inför nödvändiga åtgärder och eventuella händelser. Att nå en hög värdering av vattentjänster är viktigt inte minst för att få stöd i en nödvändig taxeutveckling där det finns ekonomiskt utrymme för relevanta åtgärder.

Referenser

- Aleljung, P., Hagelin, H. & Ylennpää, J.-E. (2008) Vattenburen smitta orsakad av korskoppling Nokia, Finland november 2007. Observatörsstudie av VAKA i samverkan med Krisberedskapsmyndigheten. Livsmedelsverket, Uppsala.
- Almqvist, H., Rydberg, H., Bergstedt, O. & Kjellberg, I. (2012) Ultrafiltration – an independent microbiological barrier at Lackarebäck water treatment plant, Göteborg Vatten. Åttonde nordiska dricksvattenkonferensen. Svenskt Vatten och Nordiwa, Stockholm.
- Andersson, Y. & Stenström, T. (1987) Waterborne outbreaks in Sweden – causes and etiology. *Water Sci Tech* 19: 575–580.
- Anon (2000) ISO 10705-2, Water quality – Detection and enumeration of bacteriophages – Part 2: Enumeration of somatic coliphages. International Standardisation Organisation, Geneva.
- Anon (2001) Waterleidingsbesluit 2001. Staatsblad van het Koninkrijk der Nederlanden 31: 1–53.
- Ansker, J., Atley, E., Ericsson, P., Häggström, P., Lindgren, P.-E., Nyström, F. & Pott, B.-M. (2013) Norvid – Riskanalys med MRA och GDP baserad på långtidsundersökning av norovirusförekomst i svenska ytvatten. SVU rapport 2013-20. Svenskt vatten, Stockholm.
- Bertilsson, S. & Tranvik, L. (1998) Photochemically produced carboxylic acids as substrates for freshwater bacterioplankton. *Limnol Oceanogr* 43: 885–895.
- Bighiu, M. (2012) Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) for assessing microbial contamination and antibiotic resistant bacteria in freshwaters. Master thesis in Environmental Sciences. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Bjergaarde, N. & Hansson, E. (2012) New methods for on-line detection of coliform bacteria in drinking water. Åttonde Nordiska dricksvattenkonferensen. Svenskt Vatten och Nordiwa, Stockholm.
- Bäckström, M., Jonsson, R., Mäki, A., Sjöstrand, A. & Wikström, A.-S. (2013) Metoder för att förhindra mikrobiell avloppspåverkan på råvatten. SVU rapport 2013-22. Svenskt vatten, Stockholm.
- Carlsson, K. & Kärrman, E. (2014) Beslutsstöd inför stora investeringar inom VA Hållbarhetsanalyser och samhällsekonomiska bedömningar. SVU rapport 2014-13. Svenskt vatten, Stockholm.
- de Wit, M.A., Koopmans, M.P., Kortbeek, L.M., Wannet, W.J., Vinje, J., van Leusden, F., Bartelds, A.I., van Duynhoven, Y.T. (2001) Sensor, a population-based cohort study on gastroenteritis in the Netherlands: incidence and etiology. *Am J Epidemiol* 154: 666–674.

- Eckholdt, E. & Snilsberg, P. (1992) Grunnvann. Beskyttelse av drikkevannskilder. GiN veileder nr. 7. NGU skrifter 105:1–24.
- Eikebrokk, B., Raestad, C., Hem, L. & Gjerstad, K. (2008) Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann. Norwar rapport 2008-C164. Norsk Vann, Hamar.
- Engblom, K. & Lundh, M. (2006) Mikrobiologisk barriärverkan vid konstgjord grundvattenbildning – en litteraturstudie om påverkande faktorer. SVU rapport 2006-19. Svenskt vatten, Stockholm.
- Farnleitner, A.H., Wilhartitz, I., Ryzinska, G. *et al.* (2005) Bacterial dynamics in spring water of alpine karst aquifers indicates the presence of stable autochthonous microbial endokarst communities. *Environ Microbiol* 7: 1248–1259.
- Forsberg, E. (2012) Desinfektion av virus i dricksvatten. Master thesis in Environmental and Health Protection. Göteborgs Universitet, Göteborg.
- FSA (2000) A Report of the Study of Infectious Intestinal Disease in England. Her Majesty's Stationery Office, London.
- Grøndahl-Rosado, R.C., Yarovitsyna, E., Trettenes, E., Myrmel, M. & Robertson, L.J. (2014). A one year study on the concentrations of norovirus and enteric adenoviruses in wastewater and a surface drinking water source in Norway. *Food Environ Virol* 6: 232–245.
- Guzman-Herrador, B., Carlander, A., Ethelberg, S. *et al.* (2015) Water-borne outbreaks in the Nordic countries, 1998 to 2012. *Euro Surveill* 20.
- Håkonsen, T. & Solli Sal, L. (2013) Virusfjerning i vannverk. Virus i vatten, skandinavisk kunskapsbank, Göteborg.
- Hallin, E. (2012) Norovirus i vatten – en litteraturstudie. SVU rapport 2012-6. Svenskt vatten, Stockholm.
- Heinecke, G., Lindstedt, C., Viklund, P., Almqvist, H. & Bergstedt, O. (2011) Upphandling av Ultrafilter (UF). SVU rapport 2011-5. Svenskt vatten, Stockholm.
- Hernroth, B. (2002) Uptake and fate of pathogenic microbes in the blue mussel, *Mytilus edulis*. PhD thesis Thesis, Göteborg University, Göteborg.
- Hijnen, W.A., Beerendonk, E.F. & Medema, G.J. (2006) Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo)cysts in water: a review. *Water Res* 40: 3–22.
- Hijnen, W.A. (2011) Reducing the risk: how do we quantify microorganism removal for safe drinking water supplies? *Water* 21 Feb 2011: 28–29.
- Hirano, S., Nordheim, E., Arny, D. & Upper, C. (1982) Lognormal Distribution of Epiphytic Bacterial Populations on Leaf Surfaces. *Appl Environ Microbiol* 44: 695–700.
- Jacobsson, K. & Ottoson, J. (2015) AQUA VALENS – ett EU-projekt med svenska förtecken. Nationella dricksvattenkonferensen. Svenskt vatten, Stockholm.

Johansen, B. & Wedderkopp, N. (2004) Comparison between data obtained through real-time data capture by SMS and a retrospective telephone interview. *Chiropractic & Osteopathy* 18: 10.

Johansson, C. (2009) Okunskap om barriärer kan äventyra dricksvattenkvalitén. *Svenskt Vatten* 2009(5): 14–15.

Kvitsand, H.M. & Fiksdal, L. (2010) Waterborne disease in Norway: emphasizing outbreaks in groundwater systems. *Water Sci Technol* 61: 563–571.

Laursen, E., Mygind, O., Rasmussen, B. & Ronne, T. (1994) Gastroenteritis: a waterborne outbreak affecting 1600 people in a small Danish town. *J Epidemiol Community Health* 48: 453–458.

Lindberg, T. & Lindqvist, R. (2005) Riskprofil – Dricksvatten och mikrobiologiska risker. Rapport 28. Livsmedelsverket, Uppsala.

Livsmedelsverket (2001) Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten. SLV FS 2001:30. Livsmedelsverket, Uppsala.

Livsmedelsverket (2005) Översättning (2005-02-11) av Codex dokument om allmänna principer för livsmedelshygien inklusive HACCP. Livsmedelsverket, Uppsala.

Livsmedelsverket (2014) Vägledning Dricksvatten. 2014-12-19 Livsmedelsverket, Uppsala.

Loper, J., Suslow, T. & Schroth, M. (1984) Lognormal distribution of bacterial populations in the rhizosphere. *Phytopathol* 74: 1454–1460.

Lundberg, J., Anker, J. & Heinicke, G. (2009) MRA – Ett modellverktyg för svenska vattenverk. SVU Rapport 2009-05. Svenskt vatten, Stockholm.

Maalouf, H., Zakhour, M., Le Pendu, J., Le Saux, J.C., Atmar, R.L. & Le Guyader, F.S. (2010) Distribution in tissue and seasonal variation of norovirus genogroup I and II ligands in oysters. *Appl Environ Microbiol* 76: 5621–5630.

Medema, G. & Ashbolt, N. (2006) QMRA: its value for risk management. University of Delft, Delft.

Morrison, G. (2012) Konsumenters acceptans och förtroende i samband med dricksvattenburna sjukdomsutbrott orsakade av virus och andra mikroorganismer. Virus i vatten, skandinavisk kunskapsbank, Göteborg.

Murray, C., Lopez, A. & Cambridge, M.A. (1996) *The global burden of disease*. Harvard University Press., Maine.

Naturvårdsverket (1987) Kommunalt avloppsvatten från hygienisk synpunkt. Naturvårdsverket Rapport SNV PM1956, Stockholm.

Naturvårdsverket (2011) Handbok om vattenskyddsområden. Naturvårdsverket, Stockholm.

NGU (2011) Beskyttelse av grunnavannsanlegg – en veileder. Norges Geologiske Undersøkelse, Oslo.

- Nordgren, J., Matussek, A., Mattsson, A., Svensson, L. & Lindgren, P.E. (2009) Prevalence of norovirus and factors influencing virus concentrations during one year in a full-scale wastewater treatment plant. *Water Res* 43: 1117–1125.
- Nygård, K., Wahl, E., Krogh, T., Tveit, O.A., Bohleng, E., Tverdal, A., Aavitsland, P. (2007) Breaks and maintenance work in the water distribution systems and gastrointestinal illness: a cohort study. *Int J Epidemiol* 36: 873–80.
- Nyström, F., Sokolova, E., Rosado, R. *et al.* (2015) Kartläggning av humanpatogena virus i Göta Älv och Glomma. Kartläggning av humanpatogena virus i Göta Älv och Glomma. Virus i vatten, skandinavisk kunskapsbank, Göteborg.
- Olofsson, B., Tideström, H. & Willert, J. (2001) Riskidentifiering av urbana VA-system. Urban Water rapport 2001-2. Urban Water CIT, Göteborg.
- Ottoson, J. (2005) Comparative analysis of pathogen occurrence in wastewater – management strategies for barrier function and microbial control. PhD Thesis in Land and Water Resources Sciences, Royal Institute of Technology, KTH, Stockholm.
- Ottoson, J. (2012) Dricksvatten och mikrobiologiska risker från lantbrukens djur. Lantmännens Riksförbund, Stockholm.
- Ottoson, J., Hansen, A., Bjorlenius, B., Norder, H. & Stenstrom, T.A. (2006) Removal of viruses, parasitic protozoa and microbial indicators in conventional and membrane processes in a wastewater pilot plant. *Water Res* 40: 1449–1457.
- Ottoson, J., Hansen, A., Westrell, T., Johansen, K., Norder, H. & Stenstrom, T.A. (2006) Removal of noro- and enteroviruses, Giardia cysts, Cryptosporidium oocysts, and fecal indicators at four secondary wastewater treatment plants in Sweden. *Water Environ Res* 78: 828–834.
- Payment P, Franco E, Richardson L & Siemiatycki J (1991) Gastrointestinal health effects associated with the consumption of drinking water produced by point-of-use domestic reverse-osmosis filtration units. *Appl Environ Microbiol* 57: 945–948.
- Petterson, S., Signor, R., Ashbolt, N. & Roser, D. (2006) QMRA methodology. University of New South Wales, Sydney.
- Petterson, S., Sokolova, E., Rosado, R. *et al.* (2014) Quantitative Microbial Risk Assessment for Evaluation and Management of Drinking Water Systems. Virus i vatten, skandinavisk kunskapsbank. Göteborg.
- Petterson, S., Stenström, T.A. & Ottoson, J. (2016). A theoretical approach to using faecal indicator data to model norovirus concentration in surface water for QMRA: Glomma River, Norway. *Water Res* 91: 31–37.
- Regli, S., Rose, J.B., Haas, C.N. & Gerba, C.P. (1991) Modelling the risk from Giardia and viruses in drinking water. *J AWWA* 83: 76–84.

- Rydberg, H., Engdahl, M. & Bergstedt, O. (2009) Hur kan vi kontrollera effektiviteten hos våra mikrobiologiska barriärer? *Svenskt vatten* 2009(6): 20–21.
- Ryzinska-Paier, G., Lendenfeld, T., Correa, K. *et al.* (2014) A sensitive and robust method for automated on-line monitoring of enzymatic activities in water and water resources. *Water Sci Technol* 69: 1349–1358.
- Selegan, J.P., Kusserow, R., Patel, R., Heidtke, T.M. & Ram, J.L. (2001) Using zebra mussels to monitor *Escherichia coli* in environmental waters. *J Environ Qual* 30: 171–179.
- Smeets, P., Rietveld, L., Hijnen, W., Medema, G. & Stenström, T. (2006) Efficacy of water treatment processes. University of Delft, Delft.
- Sokolova, E. (2013) Hydrodynamic modelling of microbial water quality in drinking water sources. PhD Thesis in Water, environment and technology engineering, Chalmers University of Technology, Gothenburg.
- Sokolova, E., Petterson, S.R., Dienus, O., Nystrom, F., Lindgren, P.E. & Pettersson, T.J. (2015) Microbial risk assessment of drinking water based on hydrodynamic modelling of pathogen concentrations in source water. *Sci Total Environ* 526: 177–186.
- Svenskt Vatten (2014) Handbok för egenkontroll med HACCP vid produktion och distribution av dricksvatten. Svenskt Vatten Publikation P111, Stockholm.
- Säve-Söderberg, M., Dryselius, R., Simonsson, M. & Toljander, J. (2013) Mikrobiologiska dricksvattenrisker: Behovsanalys för svensk dricksvattenförsörjning – sammanställning av intervjuer och workshop. Livsmedelsverket Rapport 20-2013, Uppsala.
- Tornevi, A., Axelsson, G. & Forsberg, B. (2013) Association between precipitation upstream of a drinking water utility and nurse advice calls relating to acute gastrointestinal illnesses. *PLoS ONE* 8: e69918.
- Tornevi, A. (2015) Precipitation, Raw Water Quality, Drinking Water Quality and Gastrointestinal Illness. Thesis, Umeå University, Umeå.
- van Alphen, L.B., Dorleans, F., Schultz, A.C., *et al.* (2014) The application of new molecular methods in the investigation of a waterborne outbreak of norovirus in Denmark, 2012. *PLoS ONE* 9: e105053.
- Vang, O.K., Corfitzen, C.B., Smith, C. & Albrechtsen, H.J. (2014) Evaluation of ATP measurements to detect microbial ingress by wastewater and surface water in drinking water. *Water Res* 64: 309–320.
- VISK (2013) Handbok – Hur man arbetar för att minska samhällets sårbarhet för vattenburen virussmitta trots förändrat klimat. Virus i vatten, skandinavisk Kunskapsbank, Göteborg.
- WHO (2005) Water safety plans: Managing drinking-water quality from catchment to consumer. World Health Organisation, Geneva.

Widen, F., Sundqvist, L., Matyi-Toth, A., Metreveli, G., Belak, S., Hallgren, G. & Norder, H. (2011) Molecular epidemiology of hepatitis E virus in humans, pigs and wild boars in Sweden. *Epidemiol Infect* 139: 361–371.

Wigginton, K.R. & Kohn, T. (2012) Virus disinfection mechanisms: the role of virus composition, structure, and function. *Curr Opin Virol* 2: 84–89.

Wigginton, K.R., Pecson, B.M., Sigstam, T., Bosshard, F. & Kohn, T. (2012) Virus inactivation mechanisms: impact of disinfectants on virus function and structural integrity. *Environ Sci Technol* 46: 12069–12078.

WSP (2010) Samhällsekonomisk analys av installation av ultrafilter vid Lackarebäcks och Alelyckans vattenverk WSP Sverige AB, Stockholm.

Ödegaard, H., Österhus, S. & Melin (2009) Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis. Norwar rapport 2009-R170. Norsk Vann, Hamar.



Box 14057, 167 14 Bromma

Tel 08 506 002 00

Fax 08 506 002 10

E-post svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se