

Mikrobiologisk förorening av ytvattentäcker – kommunala avlopps- utsläpp och stokastisk simulering

Johan Åström, Thomas Pettersson



Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling (SV-Utveckling) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna, vilket är unikt på så sätt att statliga medel tidigare alltid använts för denna typ av verksamhet.

SV-Utveckling (fd VA-Forsk) initierades gemensamt av Svenska Kommunförbundet och Svenskt Vatten. Verksamheten påbörjades år 1990. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Ledningsnät
Avloppsvatten
Ekonomi och organisation
Utbildning och information

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

Anders Lago, ordförande	Södertälje Kommun
Olof Bergstedt	Göteborg Vatten
Roger Bergström	Svenskt Vatten AB
Per Fåhraeus	Varbergs Kommun
Carina Färm	Mälarenergi AB
Daniel Hellström	Svenskt Vatten AB
Mikael Medelberg	Roslagsvatten AB
Marie Nordkvist Persson	Sydvatten AB
Lars-Gunnar Reinius	Stockholm Vatten AB
Bo Rutberg	Sveriges Kommuner och Landsting
Ulf Thysell	VA SYD
Susann Wennmalm	Käppalaförbundet
Fred Ivar Aasand	Norsk Vann, adjungerad

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

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB
Box 47 607
117 94 Stockholm
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:	Mikrobiologisk förorening av ytvattentäkter – kommunala avloppsutsläpp och stokastisk simulering
Title of the report:	Microbial contamination of surface waters – municipal sewer discharges and stochastic simulation
Rapportens beteckning Nr i serien:	2009-04
Författare:	Johan Åström och Thomas Pettersson, Avdelningen Vatten Miljö Teknik, Institutionen Bygg och Miljöteknik, Chalmers tekniska högskola
Projekt nr:	23-125 del 2
Projektets namn:	Ramprogram för FoU inom dricksvattenområdet i Sverige – från råvatten till tappkran
Projektets finansiering:	Svenskt Vatten Utveckling, Göteborgs Stad, EU-projekten MICRORISK (kontrakt EVK1-CT-2002-00123) och TECHNEAU (kontrakt 018320)
Rapportens omfattning Sidantal: Format:	44 A4
Sökord:	Råvatten, riskhändelser, avloppssystem, bräddningar, nödavledning, indika- tororganismer, patogener, råvattenintag, massbalans, stokastisk simulering, variabilitet
Keywords:	Source water, hazardous events, sewer systems, sewer overflows, emergency discharge, indicator organisms, pathogens, raw water intake, mass-balance, stochastic simulation, variability
Sammandrag:	Rapporten redogör för sambandet mellan mikrobiologiskt förorenat yt- vatten, regnmängd och diverse riskhändelser. De mikrobiologiska halterna i Göta älv under torr- och våtväder avspeglar utsläppen från de kommunala avloppssystemen, vilket visas med stokastiska simuleringar.
Abstract:	This report describes the link between microbially contaminated surface water, rain depth and various hazardous events. The microbial levels in River Göta älv in dry- and wet weather conditions reflect discharges from municipi- pal sewer systems, and this is shown by stochastic simulations.
Målgrupper:	VA-ansvariga, VA-konsulter, vattenvårdsförbund, vattenmyndigheter
Omslagsbild:	Göta älv med Göteborgs råvattenintag till höger i bild. Fotograf: Andreas Lindhe, september 2006.
Rapporten:	finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2009
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB

Förord

Ett utbrott av calicivirus inträffade i Lilla Edet i september 2008. Över 2 000 personer blev magsjuka av dricksvattnet, och sannolikt kom viruspartiklarna från ett avloppsutsläpp till Göta älv. Just avloppsutsläpp som smittkälla för dricksvatten beskrivs närmare i denna rapport, som är en sammanfattning av en licentiatuppsats på Chalmers om råvattenskydd, presenterad av Johan Åström i februari 2008.

Dricksvattenforskningen vid Chalmers har sedan nysatsningen 2003 genomförts inom ramprogrammet DRICKS, vilket har sin grundfinansiering från Svensk Vatten Utveckling. DRICKS består av seniora forskare och doktorander som bedriver forskning ”från råvatten till tappkran”; mer information på www.dricks.chalmers.se. Forskningsprojekt pågår inom områdena råvattenskydd, beredningsteknik, distribution, riskbedömning och konsumentperspektiv.

För uppgifter tillhandahållna av bland annat Göteborg Vatten, kommunerna längs Göta älv, samt Vatten- och Miljösektionen vid Smittskyddsinstitutet, framförs ett tack. Ett tack riktas även till de finansörer som stöttat detta arbete: Svenskt Vatten Utveckling, Göteborgs Stad samt EU-projekten MICRORISK och TECHNEAU.

Göteborg 2009-02-05

Författarna

Innehåll

Sammanfattning	6
Summary	7
1 Introduktion	8
1.1 Bakgrund	8
1.2 Syfte	9
1.3 Mikrobiologiska risker i ytvattentäkter	9
1.4 Andra typer av risker i ytvattentäkter	11
1.5 Avloppssystem	11
1.6 Patogener i ytvattentäkter	14
2 Förutsättningar och metoder	19
2.1 Händelseregistrering och reglering av råvattenintag	20
2.2 Avloppsutsläpp och modellering av mikrobiologisk belastning	22
3 Resultat och diskussion	24
3.1 Råvattenintagsreglering som barriär mot fekal förorening	24
3.2 Korrelationer och mikrobiologiska varningssystem	25
3.3 Mikrobiologisk belastning från kommunala avloppssystem	26
3.4 Diskussion och slutsatser	31
4 Rekommendationer	33
5 Referenser	35
Appendix: Stokastiska simuleringar, beräkningsunderlag	41

Sammanfattning

Mikrobiologiskt förorenat dricksvatten har vid upprepade tillfällen resulterat i vattenburna sjukdomsutbrott. För de nordiska länderna har sådana utbrott med epidemiologiska metoder i flera fall kunnat kopplas till avloppsförorenat ytvatten. Att kartlägga föroreningar och riskhändelser i ytvattentäkter och i anslutande avloppssystem är därför en angelägen uppgift för att skydda dricksvattenkonsumenters hälsa. Denna rapport ger en översikt av systemfunktionen i kombinerade och separerade avloppssystem, vilka typer av utsläpp till recipient som förekommer i dessa och vilka patogener som härifrån kan spridas till ytvattentäkter. Begreppen indikatororganismer, epidemiologi och mikrobiell riskanalys förklaras.

Rapporten ger också, med utgångspunkt i Göta älv, exempel på hur mikrobiologiska och kemiska riskhändelser i en ytvattentäkt kan övervakas och kontrolleras. Händelsebaserad rapportering och reglering av råvattenintaget till Göteborg minskar i hög grad intaget av fekalt förorenat råvatten. Baserat på uppgifter om systemfunktion och punktutsläpp i kommunala avloppssystem längs älven redovisas en massbalansberäkning utförd med stokastisk simulering (Monte Carlo) för att bestämma den mikrobiologiska belastningen på recipienten under beaktande av variabilitet och osäkerhet i ingående data. Mikrobiologisk belastning genom utsläpp från avloppsreningsverk, från kombinerade och separerade system samt från en nödavledning redovisas för ett urval mikroorganismer (*E. coli*, norovirus, *Giardia* och *Cryptosporidium*) vid torr- och våtvädersförhållanden.

Till vägledning för hantering av mikrobiologiska risker i ytvattentäkter ges i rapporten bland annat följande rekommendationer: Rutiner för rapportering av utsläpp i ytvattentäkter kan vara till god hjälp för att minska risken för (fekalt) förorenat råvatten, och registrering av nederbörd och bräddning samt transportmodellering är kompletterande informationskanaler. Utgående renat kommunalt avloppsvatten kan typiskt vara den största mikrobiologiska spridningskällan, och kompletterande reningssteg därför en viktig åtgärd för att minska recipientens halter av mikroorganismer. Vid massbalansberäkning med hjälp av stokastisk modellering kan känslighetsanalys användas för att bestämma den relativa betydelsen av osäkerhet i indata. Detta kan vara vägledande vid val mellan kompletterande mätningar eller riskreducerande åtgärder.

Forskningsbehovet inom detta område omfattar tillförsel av mikroorganismer från diffusa utsläpp (dagvatten och avrinning från strandnära betesmark etc.) med tillhörande risker, samt transportmodellering av mikroorganismer i vatten. Det finns ett behov av att vidareutveckla metoderna för mikrobiologisk källspårning, vilka i framtiden kan ge värdefull information för att analysera påverkan från människor och djur och därmed få ett förbättrat underlag för att analysera smittspridning i vattentäkter från djur till människor (zoonoser).

Summary

Microbially contaminated drinking water has repeatedly resulted in water-borne disease outbreaks. For the Nordic countries, through epidemiological methods, these outbreaks have in several cases been linked to sewage contaminated surface water. Describing contaminants and hazardous events in surface waters and in connecting sewer systems is therefore an urgent task for protecting health among drinking water consumers. This report provides an overview of the functionality of combined and separated sewer systems, the nature of discharge to the recipient that may occur in these, and the list of pathogens that may enter surface waters from sewer systems. The concepts faecal indicator organisms, epidemiology and quantitative microbial risk assessment are explained.

Starting from the situation in the river Göta älv, this report also exemplifies how microbial and chemical hazardous events in a surface water source can be monitored and controlled. Event-based reporting and regulating the raw water intake for Göteborg to a high extent reduce the intake of faecally contaminated raw water. Based on data about functionality and point discharges in municipal sewer systems along the river, a mass-balance was carried out using stochastic simulation (Monte Carlo) to determine the microbial load to the recipient taking into account the variability and uncertainty in the different parameters. Microbial loads due to treated wastewater, combined and separate sewer overflows and an emergency discharge are presented for selected microorganisms (*E. coli*, norovirus, *Giardia* and *Cryptosporidium*) for dry and wet weather conditions.

As guidance for handling microbial risks in surface water sources, some recommendations are given in the report, for example: routines for reporting discharges to surface waters may give valuable aid in reducing the risk for (faecally) contaminated raw water, and monitoring rain and upstream discharge, as well as modelling the transport, gives additional valuable information. Discharges of treated wastewater from municipal wastewater treatment plants may typically be the most significant microbial source, and additional treatment therefore of high importance to reduce microbial levels in the recipient. For mass-balance assessment using stochastic simulations, sensitivity analysis may assist in determining the relative uncertainty in the various datasets. This may serve as guidance in decisions between additional measurements or risk reduction options.

Research needs in the field include assessments of the microbial loads from diffuse sources (e.g. storm-water and rural runoff from near-shore pastureland), with associated risks, and transport modelling of microorganisms in water. Another field of research is to further develop microbial source tracking methods, which in the near future may provide valuable information for analyzing the microbial impact from humans in relation to animals, improving the basis for analyzing zoonotic risks in surface waters.

1 Introduktion

1.1 Bakgrund

Mikrobiologisk förorening av dricksvattnet har vid återkommande tillfällen genom historien resulterat i allvarliga sjukdomsutbrott, där olika faktorer bidragit vid respektive utbrott. I Norden har cirka hälften av utbrotten under senare delen av 1900-talet kopplats till avloppsförorenad vattentäkt kombinerat med, för ytvatten, brister i beredningen (Stenström et al. 1994). I Sverige rapporteras årligen ett antal sjukdomsfall till följd av vattenburen smitta, mellan 100 och 10 000 personer, och den årliga risken att drabbas har uppskattats till 1 på 10 000 (SLV 2005). För att bedöma mikrobiologiska risker har kvantitativ mikrobiell riskanalys, QMRA, utvecklats som en metod där man tar hänsyn till variabilitet och osäkerhet för att matematiskt beräkna infektionsrisker (Haas 1999; Ashbolt et al. 2005; Kärrman et al. 2004; Abrahamsson et al. 2008). En annan kategori av risker är de kemiska, vilka ger andra hälsoeffekter på människa än de mikrobiologiska. Kemiskt förorenat dricksvatten ger ofta effekter först på längre sikt, såsom kroniska besvär efter årtal av exponering.

I sina riktlinjer för dricksvatten har världshälsoorganisationen WHO lanserat Water Safety Plans (WSP)¹ som ett arbetssätt att hantera hälsorelaterade risker i dricksvattensystem. Tre huvudsakliga delar ingår i en WSP: (1) systembedömning, (2) identifiering av kontrollåtgärder, samt (3) skötselplaner. Systembedömningen avser att bedöma huruvida dricksvattensystemet som helhet, från källa till tappkran, kan leverera dricksvatten av en sådan kvalitet att på förhand uppsatta hälsomässiga mål uppnås. Del 2 och 3 handlar om att kontrollera de risker som identifierats och att agera för att nå de hälsomässiga målen. Den inledande systembedömningen ligger alltså till grund för arbetet med WSP och omfattar identifiering och kvantifiering av risker och riskhändelser i råvatten, beredning och distribution. För råvattnet innebär detta att systematiskt granska riskhändelser inom avrinningsområdet.

Planeringsarbetet för att leverera ett hälsosäkert dricksvatten kan variera i komplexitet beroende på den aktuella situationen. En startpunkt i WSP är att identifiera nyckelrisker i hela försörjningskedjan. Här finns alltså paralleller till HACCP-metodiken (Hazard Analysis of Critical Control Points), där övervakning av kontrollparametrar i bestämda kontrollpunkter i process- och distributionskedjan ska trygga en säker leverans till konsumenten. För ytvattentäkter kan identifieringen av nyckelrisker underlättas genom att dela in föroreningskällor i punktutsläpp och diffusa utsläpp, och de olika riskerna kan placeras in i en riskmatris utifrån sannolikhet och konsekvens. Olika metoder har utvecklats som kan användas som verktyg i riskanalysprocessen (Rosén et al. 2007). Såväl för mikrobiell riskanalys som i arbetet med andra riskanalysmetoder är det av stort värde att bestämma variabiliteten och

¹ Plan för säkerhet inom dricksvattenförsörjningen (WSP) ingår i WHO:s riktlinjer för dricksvatten (WHO 2004b).

osäkerheten för olika risker, både vad gäller deras frekvens och påverkansgrad.

Denna rapport sammanfattar en licentiatuppsats om råvattenskydd (Åström 2008), vilken även omfattar två vetenskapliga artiklar. Den första av dessa handlar om att identifiera och hantera mikrobiologiska risker i ytvattentäkter (Åström, Pettersson & Stenström 2007a), den andra om att beräkna den mikrobiologiska belastningen, och variationen i denna, från punktutsläpp i kommunala avloppssystem (Åström et al. 2009). Innehållet i dessa båda artiklar återges huvudsakligen i kapitel 2 och 3 i denna rapport. En fallstudie av avloppssystemen längs Göta älv har presenterats i en tidigare SVU-rapport (Åström & Pettersson 2007).

1.2 Syfte

Denna rapport syftar till:

- att allmänt beskriva föroreningsrisker i svenska ytvattentäkter med fokus på de mikrobiologiska, och att redovisa potentialen i de metoder som ofta används för att kontrollera och utreda mikrobiologiska risker i vatten: Indikatororganismer, epidemiologi och mikrobiell riskanalys;
- att ge en översikt av kombinerade och separerade avloppssystem, vilka typer av utsläpp till recipient som förekommer i dessa, samt beskriva vilka typer av patogener som kan förväntas spridas via avloppssystemen;
- att redogöra för hur mikrobiologiska risker övervakas i ytvattentäkten Göta älv och hur detta utgör ett stöd för att reglera råvattenintaget till Göteborg, samt hur sådan reglering minskar risken för fekal förorening i råvattnet;
- att exemplifiera hur den mikrobiologiska belastningen från kommunala avloppssystem stokastiskt kan simuleras för att beskriva haltvariationer i en ytvattentäkt under torr- och våtvädersförhållanden, och användning av känslighetsanalys;
- att identifiera de viktigaste forskningsområdena för att bättre kontrollera och skydda ytvattentäkter i Sverige mot mikrobiologiska dricksvattenrisker.

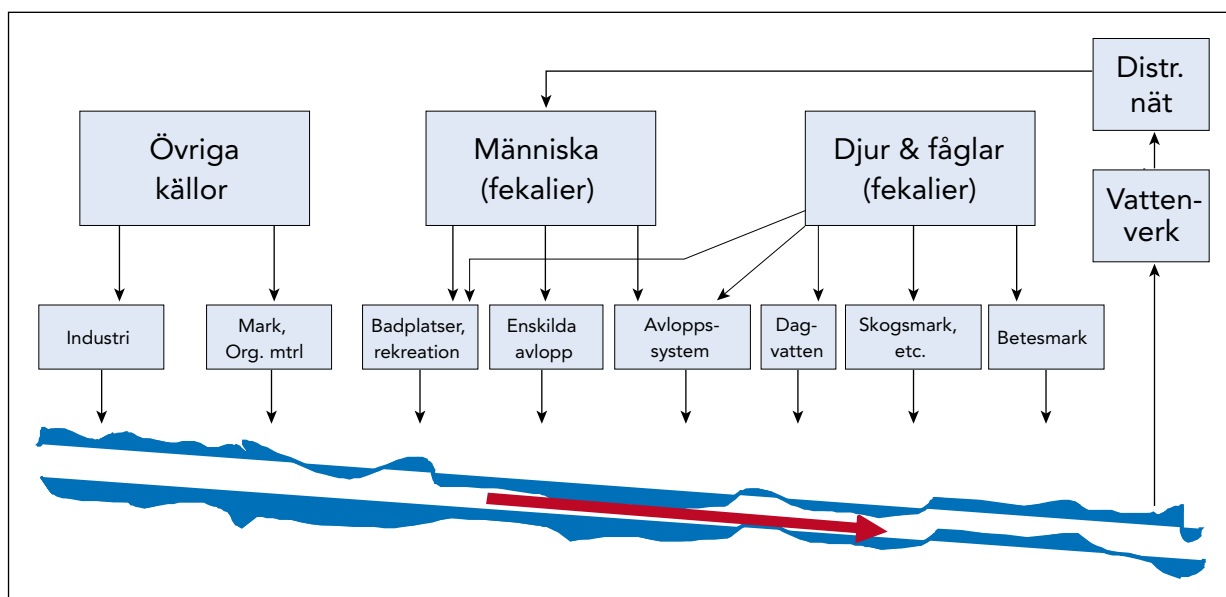
1.3 Mikrobiologiska risker i ytvattentäkter

Sjukdomsframkallande mikroorganismer, patogener, sprids från människor och djur till ytvattentäkter. Patogener är ofta mer eller mindre bundna till fekalier, och avloppsutsläpp i olika former är av central betydelse för spridning från människor till ytvatten (Arnone & Walling 2007). En förväntat stor spridningskälla från djur är kreatursbesättningar (Cotruvo et al. 2004). Mikrobiologisk spridning sker också via dagvatten, där avspolningen av hårdgjorda ytor kan transportera betydande mängder bakterier (Geldreich et al. 1968; Marsalek & Rochfort 2004) och andra mikroorganismer. Spridningskällorna in-

kluderar i detta fall fåglar (Broman et al. 2002), liksom tama och vilda djur (Duffy & Moriarty 2003). När det gäller patogener från människa beror tillförseln till vattentäkter på flera olika faktorer, såsom antalet infekterade personer anslutna till avloppssystemen samt funktionen hos dessa system (Taylor 2003). Med tiden förlorar patogener sin viabilitet, d.v.s. sin förmåga att infektera nya individer. Exponeringen för en viss patogen via förorenat dricksvatten påverkas framför allt av den ursprungliga patogenhalten vid spridningskällan, samt avdödning, spridning och transporttid i miljön (WHO 2004a).

Källor till mikrobiologisk spridning inom en ytvattentäkt kan variera över tid och ser olika ut för olika avrinningsområden. Spridningsvägar för patogener från människor, djur och fåglar illustreras i Figur 1-1, där beskrivningen avser exemplifiera svenska förhållanden. Spridningen från människa till vatten sker huvudsakligen via fekalier, såsom med olika slags avloppssystem eller vid förorening på badplatser. Fekalier i ytvattentäkter kan sedan spridas till vattenverk och där utgöra en föroreningsrisk för dricksvattnet. Från infekterade djur och fåglar kan spridning ske på flera olika vägar, såsom avrinning från stadsbebyggelse eller från skogs- och betesmark i närheten av vattendrag.

Patogenhalter i ytvattentäkter varierar ofta kraftigt över tid som ett resultat av olika mikrobiologiska spridningshändelser. Både kontinuerlig och intermitterande spridning av patogener förekommer, där den senare ofta sker vid kraftiga regn. Dessa båda spridningstyper är inte nödvändigtvis beroende av varandra. Det har konstaterats att nederbörd ofta är en gemensam nämnare när patogenspridning sker från flera källor samtidigt inom ett avrinningsområde (Atherholt et al. 1998; Kistemann et al. 2002; Signor et al. 2005). Man har också funnit ett tydligt samband mellan kraftig nederbörd och vattenburna sjukdomar. Exempelvis inträffade över hälften av de vattenburna sjukdomsutbrotten i USA, perioden 1948–1994, efter regnhändelser med intensiteter överstigande 90 % percentilen (Curriero et al. 2001).



Figur 1-1 Spridning till ytvattentäkter av mikroorganismer från människor, djur och fåglar och övriga källor, med återföring till dricksvattenkonsumenter i händelse av otillräcklig rening i vattenverk.

1.4 Andra typer av risker i ytvattentäkter

Kemiska föroreningar, fysiska risker som drabbar råvattenförsörjningen samt radiologiska risker kan i likhet med de mikrobiologiska utgöra ett hot mot dricksvattnet. Den hälsomässiga relevansen är generellt sett hög för kemikalier, men till skillnad mot mikrobiologisk förorening uppstår hälsoeffekterna ofta först efter flera år av exponering. Förändringar i kemisk sammansättning i ytvattentäkter är ofta en långsam process, men snabba förlopp kan följa vid utsläpp från exempelvis industrier eller kemiskt förorenat avloppsvatten. Till de kemiska hälso-riskerna räknas även substanser som bildas vid kemisk behandling i vattenverk, huvudsakligen biprodukter från desinfektionen (exempelvis trihalometaner).

Även naturligt förekommande substanser kan förorsaka oanvändbarhet av ett råvatten. Ett exempel är saltvatten som är känt som ett problem för Göteborgs råvatten vid uttag från Göta älv. Saltvatten från Kattegatt tränger stundtals in via Nordre älv, något man då försöker förhindra genom att resa en skärm från botten av Nordre älv. Ändå måste man återkommande stänga råvattenintaget vid Lärjeholm för att undvika saltkontaminerat råvatten. Ett annat exempel är skred invid ytvattentäkter, vilka ofta lösgör stora mängder suspenderat material, men som också kan lösgöra hälsofarliga kemikalier från exempelvis förorenad mark (GÄVVF 2006).

En annan kemisk risk är oljeutsläpp, huvudsakligen från sjöfart och vägtrafik intill ytvattentäkter. Oljeutsläpp kan ofta ställa till stora problem i en vattenreningsprocess, exempelvis igensättning av filtermedia, och kan resultera i lukt och smakproblem vid tappkranen. Förorening från olja eller olika oljeprodukter, inte minst från metallindustrin, är känt som ett hot mot miljön i allmänhet, och alternativa beredningsmetoder såsom flotation och olika separationstekniker har utvärderats för att hantera sådana föroreningar i vattenreningen (Melo, Santanna & Massarani 2003). Oljeföroreningars effekter i dricksvattenverk är mindre rapporterat i litteraturen, men finns beskrivet som ett problem vid intag av processvatten till industrier (Nichols & Parker 2005).

Radiologiska risker uppstår till följd av joniserande strålning av radioaktiva substanser. Förorening av radioaktiva substanser, exempelvis radon, är sällan ett allmänt hälsoproblem i dricksvattensammanhang, och exponeringen måste ställas i relation till andra strålningskällor (WHO 2004c). Katastrofala händelser såsom kärnkraftshaveriet i Tjernobyl, Ukraina 1986, har rapporterats utgöra en hälsorisk för dricksvattnet genom förorening av stora vattenmagasin (Standritchuk, Maksin & Goncharuk 1996). Men effekterna på dricksvattnet efter denna katastrof har rapporterats vara av underordnad betydelse i jämförelse med psykiska och andra fysiska hälsoproblem (Prylypko & Knyazkova 2007).

1.5 Avloppssystem

Genom kommunala avloppssystem förs spillvatten och dagvatten till recipient efter mer eller mindre omfattande rening. Traditionellt är avloppssystem klassificerade som kombinerade eller separerade system,

och båda systemen innefattar transportvägar för patogener till recipienten. I ett kombinerat system transporteras spillvatten, dagvatten och dränvatten i samma ledning, medan det i ett separerat system sker ett separat omhändertagande av spillvatten respektive dagvatten.² I många områden finns ett delvis kombinerat avloppssystem, där exempelvis ett delområde eller en rörsträcka innehåller påkopplingar av dagvatten, medan andra delar är helt separerade. Detta är en situation som exempelvis kan uppstå vid tillbyggnad av nya bostadsområden. Här är typiskt det nya området helt separerat, medan de äldre bostadsområdena kan innefatta ett kombinerat avloppssystem, en situation som rapporterats i vissa samhällen längs Göta älv (Åström & Pettersson 2007).

1.5.1 Kombinerade avloppssystem

En förenklad illustration av ett kombinerat avloppssystem ges i Figur 1-2. I denna typ av system sker tillförsel av mikroorganismer från människor via hushållspillvatten, framförallt toalettavlopp men även bad- och tvättvatten. Spillvattenflödet tillsammans med tillskottet från industrier utgör torrvädersflödet. Detta sammanförs med dagvatten genom tillrinning från vägar och takytor vid regn. Vanligtvis är systemet dimensionerat med en kapacitet som ska klara en flerfaldig ökning (utspädning) av torrvädersflödet. Här skiljer sig praxis mellan länder och ofta även mellan svenska kommuner.³ Vid tillskott av dag- och grundvatten som överstiger denna kapacitet bräddar det, antingen via bräddavlopp ute på avloppsledningsnätet (Figur 1-2) eller vid avloppsreningsverket. Till följd av detta sker en spridning av obehandlat avloppsvatten till recipienten. Bräddningar kan i hög utsträckning undvikas genom magasinering på avloppsledningsnätet för senare rening då reningsverkets kapacitet så tillåter. På avloppsreningsverket sitter ofta bräddpunkten efter försedimenteringen, vilket ger en partiell rening av det bräddade avloppsvattnet. Även separat bräddvattenrening förekommer.

1.5.2 Separerade avloppssystem

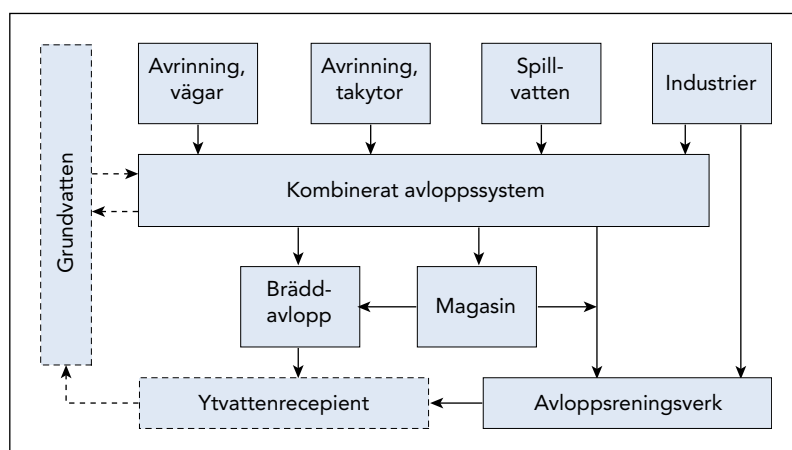
Ett separerat avloppssystem illustreras i Figur 1-3. Under normala driftförhållanden förs dagvatten direkt till recipienten utan föregående rening, vilket potentiellt kan innebära en betydande spridning av mikroorganismer, då dagvattnet kan vara kraftigt mikrobiologiskt förorenat. Spill- och industrivatten leds däremot till avloppsreningsverket. Överbelastningar förekommer även i separerade system, vilket resulterar i nödavledning. Nödavledning kan bero på extrem flödesbelastning eller driftstopp, t.ex. vid pumpstationer eller i ledningar, och är en systemfunktion för att undvika källaröversvämningar eller annan egendomsskada. Orsaken till den extrema flödesbelastningen kan exempelvis vara påkoppling av dagvatten/felkopplingar, eller inträngning av grundvatten via sprickor eller bristfälligt hopkopplade ledningar.

² Separerade system är ett samlingsnamn för duplikatsystem (skilda ledningar för spillvatten och dagvatten) och separatsystem (rörledning för spillvatten samt rännsten eller dike för dagvatten), se Svenskt Vatten (2004).

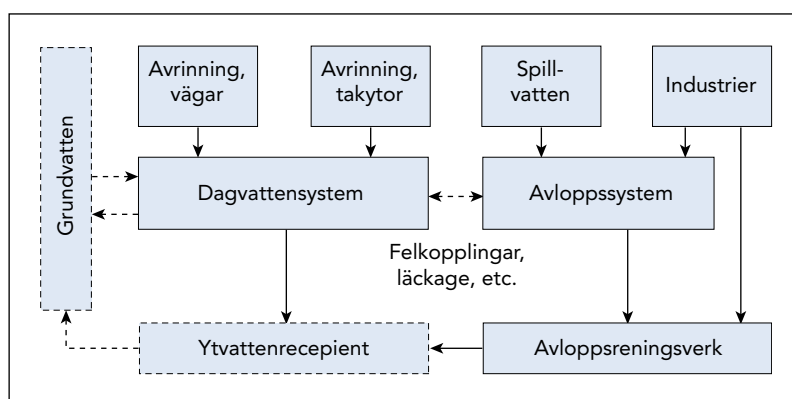
³ I Göteborg är kravet en trefaldig utspädning, men i praktiken är utspädningen avsevärt större (Ljunggren 2006).

Nödavledningar kan innebära ett stort tillskott av mikroorganismer till recipienten.

Olika typer av installationer för bräddning och nödavledning finns i avloppssystemen, och vissa typer av installationer ger en mekanisk rening av flödet men knappast någon avskiljning av mikrobiologiska föroreningar. I gällande svensk lagstiftning ställs heller inga krav på vare sig analys eller halter av mikroorganismer vid utsläpp från avloppssystemen. Principerna för nämnda installationer, liksom metoder för registrering av bräddning och nödavledning finns beskrivet i olika svenska rapporter (Forsberg 1994; Hernebring, Andréasson & Forsberg 2000; SvensktVatten 2004) och specifikt för samhällena längs Göta älv (Åström & Pettersson 2007).



Figur 1-2 Kombinerat avloppssystem, där patogener från människor via spillvatten transporteras till ytvattenrecipient. Pilar indikerar avsiktliga systemflöden och streckade pilar andra förekommande transportvägar. Modifierad från Butler & Davies (2004).



Figur 1-3 Separerat avloppssystem, där patogener från människor via spillvatten transporteras till ytvattenrecipient. Pilar indikerar avsiktliga systemflöden och streckade pilar andra förekommande transportvägar. Modifierad från Butler & Davies (2004).

1.6 Patogener i ytvattentäkter

Patogener som utsöndras från människor eller djur kan vara av mångfaldigt slag och deras koncentration i ytvattentäkter beror av flera faktorer (Taylor 2003). Graden av en specifik infektion hos ansluten befolkning under en viss tidpunkt avgör det antal patogener som vid denna tidpunkt når avloppssystemet, och som därifrån kan föras vidare ut i recipienten. Halten av patogener i fekalier som utsöndras av en infekterad individ, liksom utsöndringstid, varierar beroende på typ av patogen. Exempelvis kan virusinfektioner resultera i högre halter i fekalier jämfört med infektion av parasitära protozoer. Under sjukdomsutbrott, med en förhöjd andel infekterade, sker ett stort tillskott av patogener till avloppssystemen. Om ingen människa är infekterad av en specifik patogen, sker heller inte någon tillförsel av denna patogen till systemet, såvida det inte sker ett tillskott från infekterade djur exempelvis via dagvatten.

1.6.1 Patogener från avloppssystemen

Vattenburna patogener som kan förväntas tillföras avloppssystem i Norden är listade i Tabell 1-1. Information om överlevnad i vatten vid +20° C, infektionsförmåga samt förekomst bland djur anges för varje organism. Enligt smittskyddslagen är ett antal av dessa sjukdomar anmälningspliktiga, d.v.s. de betraktas som allmänfarliga för samhället och ska därför rapporteras (SMI 2008c). Antalet rapporterade fall under år 2006 avspeglar resultatet från den obligatoriska och den frivilliga rapporteringen som skett inom sjukvården, och täcker alltså inte in samtliga sjukdomsfall. Underrapporteringen har dels att göra med knapphändig rapportering av olika sjukdomar, dels att det förekommer ett antal symtomlösa infektioner i samhället. För beräkning av antalet norovirus i avloppsvattnet är rapporteringen av vinterkräksjuka normalt sett inte till någon större nytta, eftersom endast ett mindre antal laboratorier i Sverige för statistik på denna sjukdom.

Flera av patogenerna i Tabell 1-1 sprids oftare via direktkontakt människor emellan, eller via mat snarare än via konsumtion av dricksvatten. Andra överförs med aerosoler och resulterar i infektion genom inandning, vilket t.ex. är fallet för *Legionella*. Bakom den rapporterade siffran över antalet sjukdomar under år 2006 döljer sig även ett antal fall av utlandssmittade, såsom för *Campylobacter*, *Salmonella* och *Entamoeba histolytica*. Det sista kolerautbrottet i Sverige, orsakad av bakterien *Vibrio cholerae*, rapporterades år 1918 (Andersson 1992). Andra mildare typer av vibrio-infektioner förekommer idag och sprids via badvatten och skaldjur, dock inte via dricksvatten (SMI 2008a). Infektion hos människa av parasiten *Toxoplasma gondii* har huvudsakligen överförts med mat eller vid kontakt med fekalier från infekterad katt. Vid sidan om konsumtion av förorenat dricksvatten kan vattenburna patogener även infektera människa via badvatten eller kontaminerade grönsaker.

Sjukdomar som förorsakas av vattenburna patogener innefattar varierande symtom, exempelvis gastroenterit (diarré – ett flertal olika virus och vid enterohemorragisk *E. coli*-infektion), och meningit (hjärnhinneinflammation). Fakta om smittsamma sjukdomar finns lättillgäng-

Tabell 1-1. Vattenburna patogener relevanta för de nordiska länderna, med rapporteringsmetod och antalet sjukdomsfall i Sverige 2006 (SMI 2008b; WHO 2004a).

Patogen	Överlevnad i vattensystem ¹	Infektionsförmåga	Djur viktig smittkälla	Rapporteringsmetod i Sverige ²	Rapporterade sjukdomsfall under 2006
Bakterier					
Campylobacter spp.	Vecka-månad	Måttlig	Ja	1	6 074
E. coli (enterohemorragisk)	Vecka-månad	Hög	Ja	1	268
Legionella spp.	Kan föröka sig	Måttlig	Nej	1	105
Mycobakterier, icke tuberkulösa	Kan föröka sig	Låg	Nej	2	
Salmonella typhi/paratyphi	Vecka-månad	Låg	Nej	1	12/31
Andra typer av Salmonella	Kan föröka sig	Låg	Ja	1	4 053
Shigella spp.	< vecka	Måttlig	Nej	1	428
Vibrio cholerae/ andra vibrio	< vecka	Låg	Nej	1	1/41
Yersinia spp.	> månad	Låg	Ja	1	558
Virus					
Adenovirus	> månad	Hög	Nej	3	
Enterovirus	> månad	Hög	Nej	3	
Hepatit A	> månad	Hög	Nej	1	79
Hepatit E	> månad	Hög	Kanske	1	6
Norovirus	> månad	Hög	Nej	3	
Rotavirus	> månad	Hög	Nej	3	
Parasiter					
Entamoeba histolytica	Vecka-månad	Hög	Nej	1	252
Cryptosporidium spp.	> månad	Hög	Ja	1	103
Giardia spp.	Vecka-månad	Hög	Ja	1	1 277
Toxoplasma gondii	> månad	Hög	Ja	3	

¹ Tid för möjlig detektion av infektiös organism i vatten vid +20° C.

² Omfattar (1) anmälningspliktiga sjukdomar enligt Smittskyddslagen, (2) övrig anmälningspliktig sjukdom, samt (3) frivillig laboratorierapportering.

ligt beskrivet på Smittskyddsinstitutets hemsida (SMI 2008a). Det nödvändiga antalet patogener som krävs för att en infektion ska uppstå benämns infektionsdos. Infektionsdosen är patogenspecifik, men beror också på känsligheten (immunitet) hos personen som infekteras, infektionsväg och miljöfaktorer. Infektionsdosen varierar också beroende på vilken metod som användes för att experimentellt bestämma densamma (Morris 2003). För exempelvis *Salmonella* är infektionsdosen hög, normalt krävs upp till 100 000 bakterier för att sjukdomssymtom ska uppstå (SMI 2008a). Detta innebär då att bakteriens infektionsförmåga är låg, se Tabell 1-1. Infektionsförmågan för exempelvis *Cryptosporidium* (123 oocystor rapporterat som ett medianvärde) och *Giardia* (25–100 cystor) ligger avsevärt högre (Smith & Grimason 2003), d.v.s. det krävs bara ett fåtal organismer för att sjukdomssymtom ska uppstå.

För några av patogenerna i Tabell 1-1 kan djur vara en viktig smittkälla. En smittspridning av dessa patogener kan antingen ske direkt, från djur till människa, eller indirekt, från människa till djur och tillbaka till människa. Sjukdomar och infektioner som naturligt sprids mel-

lan djur och människa har av WHO definierats som zoonoser (WHO/FAO 1959). I tillägg till ryggradsdjur, såsom nötkreatur, får och vilda djur, har även fåglar visat sig vara bärare av zoonotiska smittor. Sådana smittor orsakas exempelvis av bakterierna *Campylobacter* och *Salmonella*, samt av parasiterna *Giardia* och *Cryptosporidium*. Infekterade boskap längs en ytvattentäkt kan alltså representera en källa för spridning av zoonotiska smittämnen till människor genom den fekal-orala spridningsvägen. Patogener som kan infektera ett stort antal olika djurslag, såväl tama som vilda djur, utgör en större risk än patogener som enbart infekterar ett specifikt djurslag (Cotruvo et al. 2004).

Litteraturuppgifter om patogenhalter i dagvatten (från urbana områden) är mycket knapphändig och begränsad till enstaka utländska studier (Kueh & Grohmann 1989; Arnone 2005; Rajal et al. 2007). I en studie av *Cryptosporidium* i tre olika avrinningsområden omkring New York fann man 22 olika genotyper, varav 11 ansågs tillhöra kända djurslag eller djurgrupper såsom rådjur och bisamråtta (Jiang, Alderisio & Xiao 2005). Studien visade att molekylära tekniker för analys av parasiter kan ge information om från vilka djurslag dessa kommer, vilket ofta inte framkommer genom traditionella analyser av patogener.

1.6.2 Indikatororganismer

Indikatororganismer används sedan länge som det vanligaste måttet på fekal mikrobiologisk förorening i vatten- och miljöprover, och dessa förekommer naturligt i bakteriefloran hos varmblodiga djur. Komplexiteten och kostnaderna förknippade med att analysera specifika patogener i vattenproverna innebär att patogenanalyser tillämpas relativt sällan, exempelvis i processvalideringssyfte. För den löpande kontrollen av den mikrobiologiska kvaliteten i en ytvattentäkt analyseras ofta totalantalet (totala) koliformer, termotoleranta koliformer och *E. coli*. Förutom *E. coli*, vilken ingår i gruppen totala koliformer, ger detta ett tämligen oanvändbart mått på förekomsten av patogener och risken för sjukdom. Totala koliformer kommer nämligen inte enbart från fekalier, utan finns även naturligt i miljön (WHO 2004d).

Andra indikatorbakterier som används i övervakning av vattentäkter är intestinala enterokocker och clostridier. Fördelen med intestinala enterokocker är huvudsakligen att de inte förökar sig i miljön och att de dessutom ofta överlever längre än *E. coli*. De sporbildande clostridierna, däribland *Clostridium perfringens*, har den fördelen att de kan överleva länge i miljön och tack vare sin sporform klara av höga temperaturer, stark solstrålning och extrema pH-värden. Följaktligen kan *C. perfringens* ge ett mått på fekal förorening som skedde långt tillbaka i tiden, exempelvis bräddningar med lång transporttid till mätpunkten (WHO 2004d). I flera fall kan det dock vara svårt att säkerställa källan till höga halter av clostridier, vilket minskar säkerheten i bedömningar baserade på denna parameter.

Bakteriofager är virus som använder bakterier som värdorganism vid förökning (replikering). Bakteriofagerarna delar många egenskaper med virus från människa, såsom form, struktur och replikeringsmetod. Exempel på bakteriofager för att indikera fekal påverkan är kolifager, där separata analyser kan göras för exempelvis F-RNA kolifager och

somatiska kolifager (namnen anger det sätt på vilket dessa infekterar bakterierna). Kolifager betraktas som en värdefull modellorganism (ett surrogat) för att följa spridning av enterovirus i vattenmiljöer. Liksom för indikatorbakterierna ger bakteriofagerna dock ingen säker indikation på förekomsten av virus i ett vattenprov (Harwood et al. 2005; WHO 2004d).

1.6.3 Epidemiologi och mikrobiell riskanalys

Det faktum att indikatororganismer ger ett svagt mått på förekomsten av vattenburna patogener i miljön, liksom att enbart ett begränsat antal prov kan tas för analys, ställer krav på alternativa strategier för att bedöma hälsorisker förknippade med mikroorganismer i miljön. Medan fekala indikatorer finns hos alla varmblodiga djur och hos fåglar, kan förekomsten och sammansättningen av patogener variera kraftigt över tid, beroende på antalet smittade bland människor och djur. Vidare sker en inaktivering över tid av alla mikroorganismer som sprids ut i miljön, så även av de traditionella indikatorbakterierna. Fekala indikatororganismer kan i bästa fall ge en indikation om en potentiell risk för patogener, då dessa avspeglar förekomsten av (färskt) fekalt material i ett vattenprov.

Epidemiologiska metoder har sedan lång tid tillbaka använts för att påvisa orsakssamband mellan vattenkvalitet och sjukdomsfall. Det klassiska exemplet är från England, där Dr John Snow på 1850-talet visade orsakssambandet mellan sjukdomsfall av kolera och dricksvattnet. Genom en systematisk kartläggning kunde kolerautbrottet knytas till en dricksvattenpump på Broad Street i London, och farsoten kunde hejdas, baserat på denna epidemiologiska slutledning. I takt med att vattenburna infektioner fortsätter förekomma runtom i världen genomförs epidemiologiska utredningar för att klarlägga sambanden (Hrudey & Hrudey 2004). Den metodmässiga utvecklingen under senare år handlar inte minst om nya diagnostiska metoder som gör det lättare att jämföra mikrobiologiska stammar hos insjuknade med den misstänkta smittkällan (så kallad typning).

Som tidigare nämnts har sjukvårdens rapporteringssystem uppenbara begränsningar för att utifrån statistik uppskatta mängden patogener som sprids med avloppsvattnet. För att en infektion överhuvudtaget ska rapporteras måste en rad omständigheter föreligga. Först och främst måste sjukdomen uppvisa sådana symtom att patienten söker medicinsk behandling. Vidare ska korrekta kliniska test väljas, genomföras och ge positivt utslag. Sedan måste dessa testresultat rapporteras till hälsomyndigheten i tid för att väcka misstanke om vattenburet sjukdomsutbrott (Frost, Craun & Calderon 1996). Sammantaget innebär denna situation att det verkliga antalet fall kan vara långt mycket högre än vad statistiken indikerar. Man räknar med att det finns en epidemiologisk detektionsnivå, under vilken vattenburna sjukdomar aldrig registreras. Det krävs alltså ett visst antal infekterade individer för att ett vattenburet sjukdomsutbrott ska upptäckas.

Kvantitativ mikrobiell riskanalys, QMRA, är en metod som utvecklats för att matematiskt bestämma den mikrobiologiska risken för smittspridning. Metoden utgör ett värdefullt komplement till mätning

av indikatororganismer och till epidemiologiska metoder. Huvudsakliga steg i en QMRA är (1) faroidentifiering – exempelvis ett urval patogener, (2) dos-respons – vilken dos av dessa patogener som krävs för infektion, (3) bedömning av exponering – såsom mängden patogener som intas via dricksvattenkonsumtion under en viss tid, samt (4) riskkarakterisering – en integrering av informationen (punkt 1-3 ovan) för att bestämma storlek och variabilitet av infektionsrisk för respektive patogen. Dos-respons modeller för ett antal vattenburna smittämnen har utvecklats (Gale 2003). Mikrobiell riskanalys har använts sedan några år tillbaka i Sverige, bland annat för att jämföra riskerna med olika vattenberedningsalternativ (Kärrman et al. 2004). Medan QMRA kan ge en uppskattning av infektionsrisken förknippad med exempelvis ett dricksvattensystem anslutet till en ytvattentäkt, behöver epidemiologiska metoder tas i bruk för att validera beräkningarna mot det verkliga antalet infekterade individer.⁴

⁴ Denna typ av jämförelse ingick i EU-projektet MICRORISK, se projektresultat via www.microrisk.com

2 Förutsättningar och metoder

Denna rapport sammanställer ett par olika studier som beskriver rapportering av mikrobiologisk påverkan längs Göta älv, och i synnerhet den mikrobiologiska inverkan av kommunala avloppsutsläpp (Åström et al. 2009; Åström, Pettersson & Stenström 2007a). Göteborg tar sitt råvatten huvudsakligen från Göta älv. Göta älv, som är Sveriges vattenrikaste älv, har ett avrinningsområde som omfattar ca 10 % av Sveriges yta och som sträcker sig in i Norge. Dess sydliga del omfattar området söder om Vänern till Västerhavet, sammanlagt 13 300 km². Älven utgör huvudtåkt för sex vattenverk, varav två i Göteborg som förser med dricksvatten till omkring 600 000 personer. Från intaget vid Lärjeholm sker en transport av råvatten via tunnlar till Alelyckans vattenverk ($25 \cdot 10^6$ m³ under 2006), och via tunnel genom pumpning ($28,5 \cdot 10^6$ m³) till Delsjöarna och därifrån vidare till Lackarebäckens vattenverk ($33,3 \cdot 10^6$ m³) efter mellanlagring i sjöarna. Genom pumpning kan en råvattenförsörjning även ske från Rådasjön till Delsjön om vattenkvaliteten i Göta älv bedöms vara oacceptabel för dricksvattenproduktion. Även Alelyckans vattenverk kan försörjas med råvatten från Delsjön.

Flödet i Göta älv varierar normalt mellan 200–900 m³/s och kan stundtals nå 1 200 m³/s. Det är framför allt regleringen vid vattenkraftverk och dammar i Vänersborg, Trollhättan, Lilla Edet, samt vid skärmen i Ormo i Nordre älv, som avgör flödet på olika delsträckor längs älven. Transporttiden från Vänern till Lärjeholm varierar som regel mellan 1,5–5 dagar beroende på flödet (GÄVVF 2006). Punktutsläpp längs älven omfattar kommunala avloppsutsläpp från åtta olika reningsverk samt från avloppsledningsnät, totalt omfattande 110 000 personer. Vidare sker utsläpp från ett antal industrier, såsom pappersbruk, kemi- och metallindustri. De kommunala avloppsutsläppen har uppskattats stå för omkring 95 % av utsläppsvolymen, medan övriga utsläpp härrör från enskilda avlopp (GÄVVF 2006). Diffusa utsläpp sker exempelvis i form av avrinning från hårdgjorda ytor i städer, från naturmark och från jordbruk och strandbeten längs älven.

Vid sju kontrollstationer längs älven övervakas vattenkvaliteten och provtagning för mikrobiologisk analys sker vid råvattenintaget till Göteborg i Lärjeholm och vid stationerna i Garn (35 km norr om Lärjeholm), Södra Nol (18 km) och Surte (6 km). De mikrobiologiska analyserna omfattar totala koliformer, sulfitreducerande clostridier, intestinala enterokocker, och mindre frekvent även parasiterna *Giardia* och *Cryptosporidium*. Mikrobiologiska halter har i detta arbete omvandlats till en tiologaritmskala i beräkningar och för presentation i figurer (exempelvis svarar då 2 log/liter mot halten 102 organismer per liter).

För en mer detaljerad beskrivning av utsläpp från kommunerna längs Göta älv, samt kontrollstationer längs älven, hänvisas till en tidigare SVU-rapport (Åström & Pettersson 2007).

2.1 Händelseregistrering och reglering av råvattenintag

Göteborgs råvattenintag från Göta älv i Lärjeholm omfattar en liten och en stor intagsbassäng. Regleringen av råvattenintaget (stängning och öppning) sker från Alelyckans vattenverk, och syftar till att undvika att förorenat råvatten tas in till produktion av dricksvatten. Stängningar görs tämligen ofta och styrs av larm om förhöjda halter av olika slags föroreningar eller larm om riskfyllda händelser längs älven. Identifieringen av mikrobiologisk förorening i Göta älv baseras på mätningar av den mikrobiologiska kvaliteten längs älven. Vidare bevakas utsläpp till älven genom att kommuner och industrier uppströms rapporterar utsläpp med förväntat höga mikrobiologiska halter.⁵ Även kraftig nederbörd tas som en signal om att stänga råvattenintaget. I denna analys har nio olika kategorier av stängningar definierats och separat analyserats avseende mikrobiologiska halter, se Tabell 2-1.

I linje med Livsmedelsverkets tidigare kungörelse om dricksvatten (SLV 1993) har gränsen för acceptabel bakteriehalt i Göta älv vid Göteborgs råvattenintag satts till 500 CFU/100 ml för *E. coli* och 5 000 CFU/100 ml för totalantalet koliformer. Dessa nivåer används idag som beslutsstöd för när råvattenintaget ska stängas liksom när det kan öppnas igen. Mätningar av bakteriehalt med hjälp av en enzymatisk metod (ColifastTM, svarstid 12 timmar) samt turbiditet (on-line, ger svar direkt) ger stöd för beslut om när intaget ska stängas, liksom bakteriehalter vid mätstationer uppströms i älven. Utöver de mikrobiologiskt relaterade stängningarna förekommer annan typ av förorening, vilket också leder till stängning av råvattenintaget. Dessa är förhöjd salthalt till följd av vattenuppsträngningar från havet, vidare fluktuationer i pH eller redoxpotential, hög turbiditet samt oljeutsläpp i älven. Andra faror som man uppmärksammar, och som leder till stängning, är exempelvis kemikalieutsläpp och muddring i älven.

Data från mikrobiologiska analyser utförda inom ramen för den regelbundna övervakningen av fekala indikatorbakterier vid Lärjeholm användes i denna rapport för att utvärdera regleringen av råvattenintaget med avseende på mikroorganismer. Tillgången på mikrobiologiska mätningar under perioder med stängt och öppet råvattenintag under åren 2001–2004 varierade. Som framgår av Tabell 2-1 fanns flest mätvärden för totala koliformer och *E. coli* (tre gånger per vecka), medan enterokocker mättes mer sällan och clostridier först från år 2004. Även uppgifter om temperatur och turbiditet i dessa vattenprover insamlades. Vidare insamlades flödesdata från Göta älv vid Lärjeholm. Meteorologiska data insamlades från två mätstationer. Den första stationen, varifrån uppgifter om nederbörd och lufttemperatur insamlades, var SMHIs mätstation i Garn, Lilla Edet. Den andra stationen, varifrån uppgifter om nederbörd insamlades, var Ale kommuns egen mätning i Nol (Åström & Pettersson 2007). Med dessa data har det genomförts en korrelationsanalys för att studera sambanden mellan bakteriehalter, ackumulerad nederbörd, älvsflöde samt temperatur i luft och vatten.

⁵ För åren 2001–2004 framför allt bräddningar i Ale kommun och då slamflykt till älven skedde från pappersmassaindustrier (Åström, Pettersson & Stenström 2007a).

Till Göta älv, på sträckan mellan Lärjeholm och Väneren, ansluter kommunala avloppssystem i Göteborg, Kungälv, Ale, Lilla Edet, Trollhättan och Vänersborg, och en inventering av utsläppspunkterna på denna sträcka har tidigare genomförts (Åström & Pettersson 2007). I Tabell 2-2 redovisas uppgifter om de kommunala avloppssystemen för år 2004: avstånd till råvattenintaget i Göteborg, anslutna personer, dominerande typ av avloppsledningssystem, totalantalet och antalet registrerade brädd- och nödavledningssystem. För samtliga avloppsreningsverk rapporterades biologisk och kemisk avloppsvattenrening. De mikrobiologiska utsläppen skedde i form av renat och bräddat avloppsvatten vid avloppsreningsverken, bräddningar på kombinerade eller delvis kombinerade avloppsledningsnät och nödavledningar på separerade ledningsnät (Åström & Pettersson 2007).

Tabell 2-1 Stängningar av råvattenintaget under perioden 2001–2004 till följd av bedömda riskhändelser i Göta älv, med antalet provtagningar under motsvarande period avseende totala koliformer (TK), E. coli (EC), intestinala enterokocker (IE) and sulfitreducerande clostridier (SRC). MK= Mikrobiologisk kvalitet.

Kategori	Riskhändelse som orsakat stängning	Antal tillfällen		Varaktighet (h)		Antal provtagningar (N)			
		(N)	Totalt	Max	TK	EC	IE ¹	SRC ²	
Bortstängt råvatten	1. MK vid råvattenintaget	10	547	141	12	12	1	10	
	2. MK, uppströms mätpunkt	12	783	145	33	33	5	12	
	3. Kraftiga regn	5	395	128	13	13	0	2	
	4. Avloppsutsläpp (bräddningar)	28	1 803	227	57	57	5	5	
	5. Utsläpp från pappersindustrier	14	800	147	28	28	2	7	
	6. Gödselutsläpp	1	110	110	4	4	0	0	
	7. Ospecificerade stängningar	21	1 170	143	47	46	5	6	
	8. Övriga (salt, olja, turbiditet etc.)	144	2 626	233	59	59	3	5	
Accepterat råvatten	9. Öppet råvattenintag	-	-	-	476	473	44	103	

¹ Månatlig provtagning av intestinala enterokocker.

² Sulfitreducerande clostridier analyserades enbart under 2004.

Tabell 2-2 Kommunala avloppssystem uppströms Göteborgs råvattenintag med uppgifter för år 2004 (Åström & Pettersson 2007)

Kommun eller område	Avstånd till råvattenintag (km)	Antal anslutna till reningsverk	Dominerande typ av system	Antal utsläppspunkter, ledningsnät ¹	Utsläppspunkter medtagna i beräkningen
Göteborg, norra	2-6	4 960 ²	Separerat	10 (10)	4
Kungälv	18	1 100	Separerat	2 (2)	1
Ale, södra	6-20	14 700 ²	Separerat	24 (24)	6
Ale, norra	21-26	6 400	Delvis kombinerat	6 (5)	5
Lödöse	33-34	1600	Kombinerat?	4 (0)	0
Nygård	38	500	Kombinerat?	2 (0)	0
Lilla Edet	44-47	6200	Delvis kombinerat	31 (1)	1
Hjärtum	50	380	Kombinerat?	0	0
Trollhättan	62-69	47 000	Kombinerat	39 (33)	8
Vänersborg	75-79	27 000	Separerat	36 (36)	1

¹ Inom parentes antalet punkter på ledningsnätet där volymen registreras genom mätning eller modellering.

² Avloppsvattenrening sker vid Ryaverket i Göteborg.

2.2 Avloppsutsläpp och modellering av mikrobiologisk belastning

Den mikrobiologiska belastningen från de olika avloppssystemen, exklusive påverkan från dagvattnet, beräknades med hjälp av stokastiska simuleringar baserat på uppgifter om utsläppsvolymer per dygn. Beräkningen gav en områdesvis beskrivning av belastningen från de olika avloppssystemen längs älven. Registreringsmetoderna för de olika utsläppen varierade, data härrörde främst från någon form av flödesregistrering, i Trollhättan från avrinningsmodellering. Utöver de vanliga utsläppen på ledningsnätet (Tabell 2-2) skedde läckage från en tryckavloppsledning i Lilla Edet (här benämnd Incident) den 19 oktober 2004 som varade i fyra dagar (Åström & Pettersson 2007).

Utsläppsvolymer från avloppssystemen (bräddningar, nödavledning och utgående renat avloppsvatten) längs älven användes för två olika jämförelser. För det första gjordes en korrelationsanalys, där syftet var att studera den mikrobiologiska effekten av bräddningar/nödavledningar i Ale kommun. För det andra gjordes en massbalansberäkning av den ackumulerade mikrobiologiska belastningen från avloppsreningsverk, bräddningar och nödavledning för ett urval mikroorganismer: *E. coli*, norovirus, *Giardia* och *Cryptosporidium*. Med utgångspunkt i nederbördsregistreringar identifierades torrvädersdagar, här definierat som mindre än 2 mm regn under 48 timmar i följd vid mätstationen i Garn, Lilla Edet, och två våtvädersperioder under andra halvåret 2004. Perioden 22 augusti–1 september klassificerades som Våtperiod 1, då det under dessa dagar i Garn föll sammanlagt 70,8 mm regn (max 25 mm den 30/8, min 0 mm den 23/8 och 28/8). Perioden 21–31 oktober klassificerades som Våtperiod 2, då det under dessa dagar föll sammanlagt 74 mm regn (max 14,9 mm den 25/10, min 0 mm den 24, 27 och 31/10).⁶ Under båda dessa perioder bräddade det från samhällena längs Göta älv, och som nämnts ovan skedde under Våtperiod 2 dessutom en nödavledning (Åström & Pettersson 2007).

Massbalansberäkningar för torr- respektive våtväder genomfördes med hjälp av stokastiska simuleringar (Monte Carlo-metoden, 10 000 iterationer). Den mikrobiologiska belastningen (antal organismer per dygn) från avloppssystemen bestämdes utifrån koncentration av respektive mikroorganism (antal/liter) och utsläppsvolymer (liter/dygn) från respektive utsläppspunkt. De använda ekvationerna tillsammans med antaganden redovisas i Appendix. Den mikrobiologiska halten i Göta älv till följd av tillskotten från den ackumulerade avloppspåverkan (renat avloppsvatten, bräddningar, nödavledningar och Incident) beräknades i relation till dygnsflödet i Göta älv. De framräknade halten jämfördes sedan med provtagningsresultat för motsvarande mikroorganism och för samma tidsperiod (andra halvåret 2004).

Sannolikhetsfördelningar användes för att beskriva variabiliteten och osäkerheten i de parametrar som ingick i haltberäkningarna. Utseendet på dessa beror på hur parametervärden i fördelningen specificeras, och några exempel återges i Appendix. Parametrarna i de olika sannolik-

⁶ Årsnederbörden vid mätstationen i Garn, perioden 1961–1990, har av SMHI angivits till 910 mm.

hetsfördelningarna bestämdes genom bästa möjliga passning av tillgängliga data (litteraturvärden, mätningar eller expertbedömningar). Parametervärden i dessa sannolikhetsfördelningar finns vidare beskrivet i Appendix.

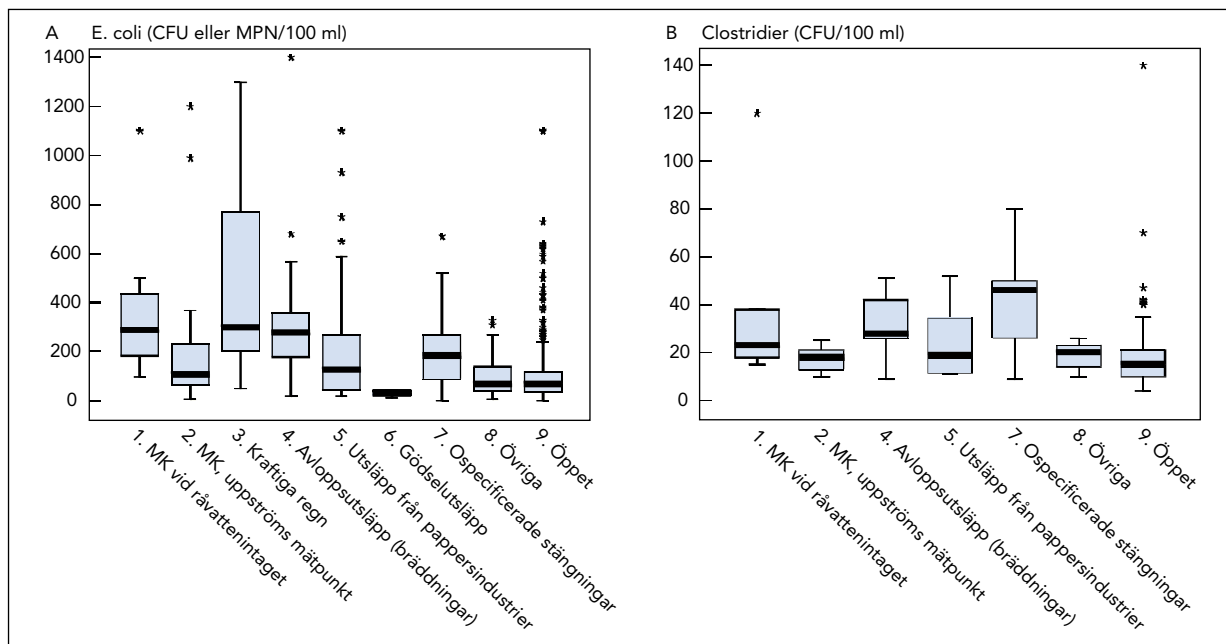
En känslighetsanalys genomfördes för att undersöka hur variabilitet och osäkerhet i ingående parametrar i simuleringarna påverkade det beräknade slutresultatet: den mikrobiologiska halten i älven.

3 Resultat och diskussion

Händelserapporteringen längs Göta älv är, som tidigare beskrivet, vägledande för hur råvattenintaget till Göteborg ska regleras, d.v.s. när det ska stängas och öppnas. Den vanligaste stängningen under perioden 2001–2004 på grund av mikrobiologisk påverkan var avloppsutsläpp i form av bräddningar. Bland övriga orsaker till stängning dominerade saltvatteninträngningar från havet.

3.1 Råvattenintagsreglering som barriär mot fekal förorening

En jämförelse av de perioder då råvattenintaget hölls stängt och de mikrobiologiska halterna i älven på samma plats av *E. coli* (A) och sulfitreducerande clostridier (B) presenteras i Figur 3-1. Under stängningsperioder till följd av mikrobiologisk förorening i älven (orsakskategori nr. 1-7) var de mikrobiologiska halterna generellt sett högre än då stängning skedde av övriga orsaker (nr. 8) och under perioder med öppet råvattenintag (nr. 9). De högsta medianhalterna av *E. coli* i Göta älv vid Lärjeholm, rapporterades under stängningar föranledda av kraftig nederbörd (nr. 3) och höga bakteriehalter vid intaget (nr. 1). Stängningar till följd av andra riskhändelser, såsom gödselutsläppet år 2001 (nr. 6), var av mindre relevans för att utestänga höga bakteriehalter. Figur 3-1 visar att extremvärden av *E. coli* faktiskt även detekterades under perioder med öppet råvattenintag (nr. 9), med maxhalter omkring 1 100 bakterieenheter/100 ml (för clostridier 140 CFU/100 ml).



Figur 3-1 Perioder med stängt (orsakskategori nr. 1-8) eller öppet (nr. 9) råvattenintag, med motsvarande halter av (A) *E. coli* och (B) sulfitreducerande clostridier vid intaget. Boxplottarna anger medianvärde (tjockt streck), 25 %, 75 % (nedre respektive övre boxgräns) och 95 % -percentilerna (felstaplar), samt extremvärden (stjärnor).

Resultaten i Figur 3-1 visar alltså att höga bakteriehalter, vilket indikerar kraftig fekal föroreningspåverkan, stundtals passerade råvattenintaget och nådde vattenverket. Under kortare perioder kan man därför räkna med att fekala föroreningar når dricksvattenprocessen. Sammanfaller detta med bristfällig mikrobiologisk avskiljning i reningsprocessen kan man då räkna med en förhöjd infektionsrisk för dricksvattenkonsumenterna. Under perioder med kraftig nederbörd sker markavrinning, vilket ofta medför ökade föroreningar såväl i Göta älv som i Delsjön. Vid sådana tillfällen går det knappast att undvika förhöjda mikrobiologiska halter i råvattnet; risken med att använda vattnet i älven måste vägas mot risken att använda vatten från Delsjön eller från reservtåkten Rådasjön. Inte desto mindre kan en optimerad reglering av råvattenintaget vid Göta älv utgöra ett första skydd. Regleringen av råvattenintaget kan styras bättre genom ökad kännedom och kontroll av utsläppskällor längs älven kombinerad med modellering av transport nedströms.

3.2 Korrelationer och mikrobiologiska varningssystem

En korrelationsanalys av sambanden mellan höga mikrobiologiska halter, uppströms regn (ackumulerad mängd 1-4 dagar före provtagningsdag), luft- och vattentemperatur och turbiditet redovisas i Tabell 3-1. Resultaten visar att förhöjda regnmängder åtföljdes av höga mikrobiologiska halter och hög turbiditet; mellan dessa parametrar fanns ett positivt samband. Detta kan förklaras av den avspolning som vid regn sker från stadsmiljöer och naturmark längs älven. Dagvattenflöden och avrinning från exempelvis jordbruksmark kan lösgöra partiklar som är bärare av mikroorganismer, vilka då spolas ner i älven. Utsläpp från avloppssystemen för med sig partikulärt material, i synnerhet vid regn. Detta är en orsak till de positiva sambanden mellan regnmängd, turbiditet och indikatorbakterier (Tabell 3-1). Att inte regnmängder och de mikrobiologiska halterna samvarierade med flödet, förklaras med att

Tabell 3-1 Korrelationsanalys (Pearson) som visar sambanden mellan regnmängd (Regn) och lufttemperatur (LT) 35 km uppströms, samt flöde (Q), vattentemperatur (VT), turbiditet (Turb), halten totalantalet koliformer (TC), E. coli (EC), intestinala enterokocker (IE) och sulfitreducerande clostridier (SRC) vid råvattenintaget till Göteborg. Perioden är 2001–2004 och signifikanta korrelationskoefficienter ($p < 0.05$) är markerade i fetstil.

	Regn	Q	LT	VT	Turb (log)	TC (log)	EC (log)	IE (log)	SRC (log)
Regn	1	-0,03	0,06	0,06	0,41	0,42	0,47	0,56	0,35
Q	-0,03	1	-0,32	-0,28	0,14	-0,17	-0,14	-0,05	0,18
LT	0,06	-0,32	1	0,88	-0,19	-0,16	-0,32	-0,31	-0,38
VT	0,06	-0,28	0,88	1	-0,21	-0,22	-0,34	-0,36	-0,45
Turb (log)	0,41	0,14	-0,19	-0,21	1	0,46	0,40	0,46	0,65
TC (log)	0,42	-0,17	-0,16	-0,22	0,46	1	0,61	0,54	0,50
EC (log)	0,47	-0,14	-0,32	-0,34	0,40	0,61	1	0,71	0,63
IE (log)	0,56	-0,05	-0,31	-0,36	0,46	0,54	0,71	1	0,35
SRC (log)	0,35	0,18	-0,38	-0,45	0,65	0,50	0,63	0,35	1

vattenföringen regleras manuellt längs älven. Den negativa korrelationen mellan bakteriehalter och temperatur stämmer överens med den förväntat högre mikrobiologiska överlevnaden vid lägre temperaturer.

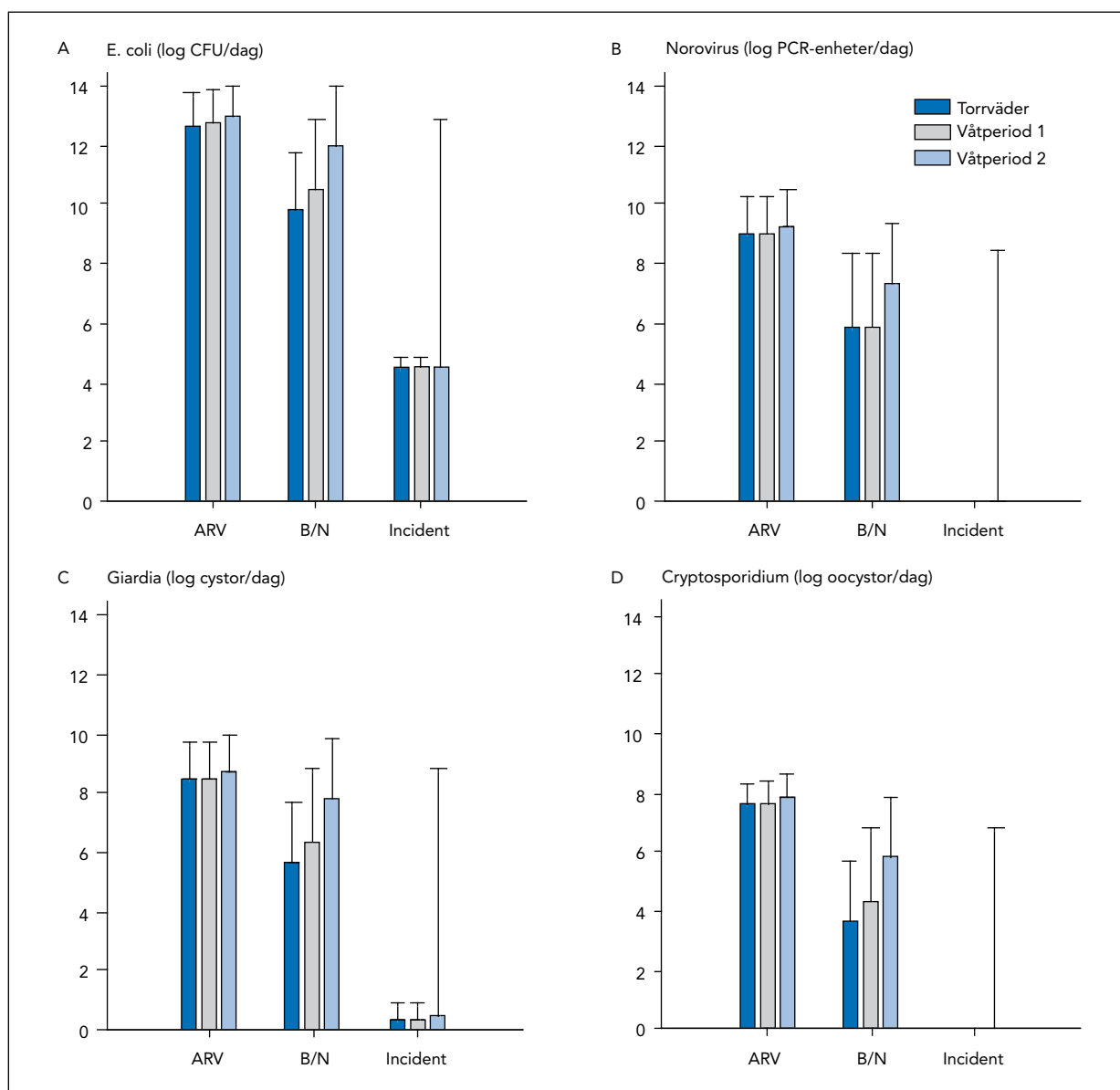
För att parera för mikrobiologiska riskhändelser, såsom höga patogenhalter i ytvattentäkter, behövs varningssystem som kan förutsäga när dessa kommer att inträffa. Dagens system i Göta älv är redan i nuvarande form till god vägledning för regleringen av råvattenintaget. Men det händer att man inte lyckas förutse höga mikrobiologiska halter, med fekal förorening i Göteborgs råvatten som följeffekt. Korrelationsanalysen presenterad i Tabell 3-1 ger exempel på hur regnmängd och turbiditet indikerar höga halter av indikatorbakterier. Detta är alltså parametrar som bör uppmärksammas i ett förbättrat framtida mikrobiologiskt varningssystemet. Resultat visar även att realtidsövervakning av bräddningar och avloppsutsläpp längs Göta älv kan användas för att förutsäga mikrobiologiska extremvärden. Kopplingen mellan bräddningar/nödavledningar i Ale kommun och nedströms bakteriehalter ger exempel på det nära sambandet (Åström, Pettersson & Stenström 2007a), liksom jämförelser med bräddningar längre uppströms (Åström & Pettersson 2007).

3.3 Mikrobiologisk belastning från kommunala avloppssystem

Den dagliga belastningen till Göta älv av mikroorganismer från de kommunala avloppssystemen uppströms Göteborgs råvattenintag har beräknats med hjälp av stokastiska simuleringar. Resultaten för torrväder och två våtvädersperioder redovisas för fyra olika mikroorganismer i Figur 3-2 i form av medianvärde och extremvärde (95 % -percentil).

I Figur 3-2 anges den totala mikrobiologiska belastningen som beräknats från samtliga avloppsreningsverk (ARV) samt registrerade brädd- och nödavledningar (B/N) längs älven. Som jämförelse anges även belastningen från den läckande tryckavloppsledningen i Lilla Edet (Incident). För den vanligt använda indikatorbakterien *E. coli* var belastningen störst från avloppsreningsverken. Belastningen från brädd- och nödavledningspunkter under torrväder kan förklaras av fördröjningar och inläckage etc. i systemen (jämför Figur 1-3). Kategoriseringen i torr- och våtvädersdagar har utgått från situationen i Lilla Edet (mätstationen i Garn), och tillämpats för hela älven för varje dag som studerats. Detta innebär att det lokalt kan ha regnat längs älven, och på dessa platser bräddat från avloppssystemen under dagar då det varit torrväder i Lilla Edet.

Under våtväder (Våtperiod 1 och 2) ökade avsevärt tillskottet av *E. coli* från brädd- och nödavledningar längs älven. Även om tillskottet från avloppsreningsverken även här dominerar belastningen, sett till medianvärdet, beräknades omkring 100 gånger (2 log-enheter) högre tillskott från brädd- och nödavledningar jämfört med torrväderssituationen. I extremfallet var tillskottet från bräddningar på samma nivå som tillskottet från avloppsreningsverken. Simuleringsresultaten visar även att den läckande tryckavloppsledningen i Lilla Edet, vilket skedde under Våtperiod 2 (Incident), gav ett avsevärt tillskott.



Figur 3-2 Mikrobiologisk belastning beräknad för (A) *E. coli*, (B) norovirus, (C) *Giardia* och (D) *Cryptosporidium* från avloppsreningsverk (ARV), brädd- och nödavledningar (B/N) samt läckande tryckavloppsledning (Incident) längs Göta älv. Resultaten för torr- och våtväder anges som median och 95 %-percentil.

För patogener, här representerade av norovirus, *Giardia* och *Cryptosporidium*, visar resultaten i Figur 3-2 ett likartat mönster som för *E. coli*, där skillnaderna kan härledas till olika koncentrationer i det orenade avloppsvattnet och avskiljningsgrader för biologisk-kemisk avloppsvattenrening (se antaganden i Appendix). Resultaten för norovirus (Figur 3-2 B) visar en situation med hög infektionsnivå i ansluten befolkning. Avloppsreningsverken stod enligt dessa resultat för den största spridningen av norovirus, med en ackumulerad belastning av 109 viruspartiklar (9 log PCR-enheter) per dygn. Även för parasiterna *Giardia* och *Cryptosporidium* (Figur 3-2 C och D) beräknades avloppsreningsverken utgöra den största spridningskällan generellt sett. Spridningen från brädd- och nödavledning var lägre, i synnerhet för *Cryptosporidium*. Liksom för övriga organismer skedde under våtperioderna ett avsevärt tillskott av patogener från brädd- och nödavledningar.

3.3.1 Variation av mikrobiologiska halter i recipienten

Mikrobiologiska halter i Göta älv, till följd av ovan beskrivna tillskott från de kommunala avloppssystemen, beräknades utifrån antaganden om en fullständig omblandning i den totala flödesvolymen (m^3/dag). Simulerade halter jämförs i Tabell 3-2 med halter av indikatororganismer och patogener uppmätta i älven vid råvattenintaget till Göteborg. För *E. coli*, sulfitreducerande clostridier och somatiska kolifager låg de uppmätta halterna under torr- och våtväder generellt högre än de simulerade. Samtidigt låg 95 % percentilen i simuleringsresultatet (Tabell 3-2, värdet inom parentes) högre än de högsta uppmätta halterna. Beräkningarna kan därför sägas underskatta medianhalterna av indikatororganismerna, medan de överskattar de högsta halterna som uppmätts i älven. Medianhalterna ligger lägre än det riktvärde för *E. coli* som Göteborg Vatten använder för sitt råvatten (500 CFU/100 ml), men de högsta beräknade såväl som högsta uppmätta värdena ligger över detta riktvärde (Tabell 3-2). I jämförelse med badvattenkvalitet (vatten i övergångszon) är de beräknade såväl som de uppmätta halterna i Göta älv höga, vilket indikerar dålig eller på gränsen till dålig badvattenkvalitet (Naturvårdsverket 2008).

De framräknade halterna av norovirus, mindre än 1 virus-partikel per liter bekräftas av att norovirus inte kunde påvisas under torrväder eller våtperiod 1. För våtperiod 2 uppmättes däremot halter av norovirus som låg omkring 3 log-enheter högre jämfört med de beräknade halterna, om än baserade på enbart några få positiva detektioner (tre positiva av sammanlagt sex prov). För att bekräfta detta mätresultat behövs ytterligare virusanalyser göras i älven. Tidigare studier och erfarenheter har visat att utsläppen kan följa strandkanten upp till 10 km (Vattenvårdsförbundet 2006). Genom hydrodynamisk modellering kan man få en bättre förståelse för hur specifika utsläpp såsom nödavländningar transporteras nedströms, och en hydrodynamisk modell i 3D med avloppsutsläpp upp till Lilla Edet har under hösten 2008 byggts inom ett examensarbete på Chalmers.

För *Giardia* var de beräknade halterna i samma storleksordning som de uppmätta, både för torrperioder och för våtvädersperioderna. *Cryptosporidium* detekterades ej vid mätningar i älven under torrperioder, men återfanns i ett av proven under våtperiod 1 och i koncentrationen 0,13 cystor per liter under våtperiod 2. Dessa mätningar var i samma storleksordning som de beräknade halterna. Undantaget var våtperiod 2 då de beräknade halterna låg lägre än de uppmätta. Flera källor bidrar till tillskottet av *Cryptosporidium* i älven under kraftiga regn. Exempel är oregistrerade bräddpunkter (jämför Tabell 2-2), och diffus spridning från strandbeten och från vilda djur (Ferguson et al. 2003).

I simuleringarna av mikrobiologiska halter i Göta älv har några olika faktorer inte kunnat beaktas, framför allt transport i älven (mekanismerna advektion, diffusion och dispersion), mikrobiologisk avdödning, sedimentering och resuspendering av mikroorganismer. Samstämmigheten med de uppmätta halterna, framför allt av indikatororganismerna (Tabell 3-2), visar ändå att den mikrobiologiska belastningen längs Göta älv, avseende storlek och variation över tid, till stora delar kan förklaras av olika former av kommunala avloppsutsläpp.

Tabell 3-2 Mikrobiologiska halter i Göta älv andra halvåret 2004, genom utsläpp från kommunala avloppssystem (median, 95 % -percentil inom parentes). Uppmätta halter vid råvattenintaget till Göteborg är angivna för jämförelse (median, max-halter inom parentes). Antalet positiva prov och samt totalantalet prov anges (Positiva/totalantal) liksom halter under detektionsgränsen (<).

Organism (enhet)		Mikrobiologiska halter		
		Torrperioder	Våtperiod 1	Våtperiod 2
E. coli (CFU/l)	Simuleringar	193 (3 011)	366 (7 905)	1 853 (105,8)
	Mätningar	740 (5 700)	1 300 (3 400)	3 050 (104,1)
	Positiva/totalantal	37/37	6/6	6/6
Presumtiva clostridier (CFU/l)	Simuleringar	28 (264)	40 (436)	129 (104,1)
	Mätningar	150 (470)	160 (230)	220 (310)
	Positiva/totalantal	29/29	5/5	3/3
Somatiska kolfager (PFU/l)	Simuleringar	142 (1 003)	187 (1 492)	529 (104,6)
	Mätningar ^a	50	730 (800)	1160 (2 000)
	Positiva/totalantal	1/1	3/3	6/6
Norovirus (PCR-enheter/l)	Simuleringar	0,03 (0,58)	0,04 (0,82)	0,15 (17,8)
	Mätningar ^a	<	<	148 (289) ^b
	Positiva/totalantal	0/1	0/3	3/6
Giardia (Cystor/l)	Simuleringar	0,01 (0,58)	0,02 (0,63)	0,12 (40,2)
	Mätningar ^a	0,016	0,16	0,083 (0,16) ^b
	Positiva/totalantal	1/2	1/3	4/7
Cryptosporidium (Oocystor/l)	Simuleringar	0,001 (0,008)	0,002 (0,014)	0,005 (0,536)
	Mätningar ^a	<	0,09	0,13 (0,22) ^b
	Positiva/totalantal	0/2	1/3	5/7

a Vidare beskrivet i Åström et al. (2007b).

b Skattningar med maximum likelihood-metoden av detektioner under våtperiod 2 (troligaste värdet, 95 % -gränsen inom parentes).

3.3.2 Känslighetsanalys

Vid beräkningen av halter i Göta älv till följd av utsläpp från kommunala avloppssystem påverkar variationen i de ingående beräkningsparametrarna variationen i slutresultaten. När det gäller variationen i de ingående beräkningsparametrarna omfattar denna både osäkerhet och naturlig variabilitet. Osäkerhet i ingående beräkningsparametrar är den ovisshet som råder gällande ingående parametrar, exempelvis virusavskiljning vid biologisk-kemisk avloppsvattenrening. Genom ytterligare mätningar kan denna osäkerhet reduceras. Variabiliteten har däremot att göra med den naturliga spridningen i data, att exempelvis virusavskiljningen vid ett avloppsreningsverk naturligt varierar från fall till fall. Den naturliga variabiliteten kan inte reduceras genom ytterligare mätningar, även om sådana kan bidra till att variabiliteten bättre karakteriseras.

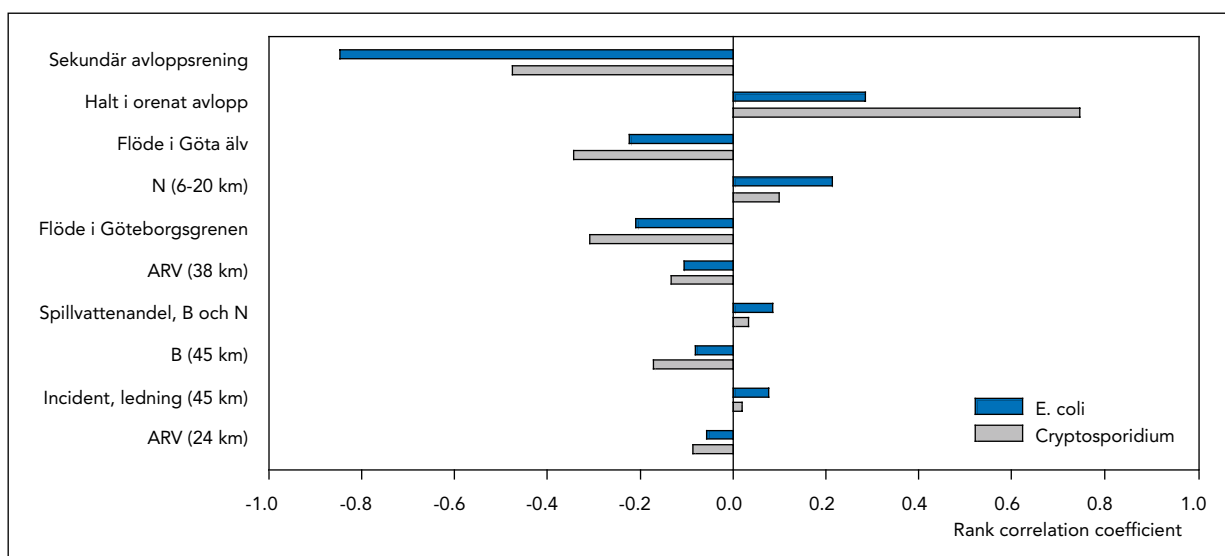
I Figur 3-3 illustreras resultaten från en känslighetsanalys genomförd med de beräkningsantaganden som använts i denna modell. Det ska understrykas att svagheter i modellens antaganden, såsom det förenklande antagandet om total utspädning, inte avslöjas genom denna analys. I figuren visas de tio mest betydelsefulla parametrarna för torr- och vådärsförhållanden avseende *E. coli* och *Cryptosporidium* och hur dessa

bidrar till beräkningen av den mikrobiologiska halten i Göta älv. För *E. coli* var framförallt variationen i avskiljningen vid avloppsreningen av betydelse. Det starkt negativa koefficientvärdet (-0,85) visar att just avskiljningen vid avloppsreningsverken i hög grad avgör den mikrobiologiska haltvariationen i Göta älv, enligt beräkningsmodellen.

Av mindre betydelse i denna modell, avseende *E. coli*, var exempelvis variationen i utsläppsvolymer från avloppsreningsverket (jfr. ARV i samma figur). För *Cryptosporidium* däremot, visar känslighetsanalysen att koncentrationsvariationen av denna parasit i det orenade avloppsvattnet var av störst betydelse för haltvariationen i Göta älv (0,75). I en studie vid avloppsreningsverk i England noterades lägre koncentrationer av indikatorbakterier vid ökat flöde, som en följd av dagvattentillskottet (Kay et al. 2008). Samtidigt kunde man se att avloppsreningsverk med aktivt slam kunde släppa ut större mängder bakterier då flödet ökade, som en följd av en kortare beredningsprocess.

Andra faktorer i känslighetsanalysen av betydelse i relation till *E. coli* var älvflödet uppströms Kungälv (-0,22) liksom i Göteborgsgre- nen nedströms Kungälv (-0,21). Antagandet om en total inblandning innebär att högre flöden svarar mot en högre utspädning, medan lägre flöden ger den motsatta effekten. Även den varierande förekomsten av bräddningar/nödavledningar i Ale kommun [N (6–20 km)] var en faktor av stor betydelse för haltvariationen i älven. Motsvarande känslighetsanalys för våtväderssituationen finns även redovisat för *E. coli* och *Cryptosporidium* (Åström 2008).

Resultaten från känslighetsanalysen pekar alltså främst ut variationen i biologisk-kemisk avloppsrening samt halt i orenat avloppsvatten som faktorer som i hög grad påverkade variationen i slutresultatet. Variationen i dessa parametrar avspeglar främst osäkerheten i de olika parametrarna, svårigheten att fastställa halten i orenat avloppsvatten. För avskiljningen av patogener har utländska studier legat till grund i antagandena, och det behövs lokala mätningar i avloppsreningsver-



Figur 3-3 Känslighetsanalys för simulerade halter av *E. coli* och *Cryptosporidium* i Göta älv under torrväder. Inom parentes är angivet avståndet mellan utsläppspunkt och råvattenintaget till Göteborg. ARV, B och N avser utsläpp från avloppsreningsverk, bräddningar respektive nödavledningar.

ken längs Göta älv för att kontrollera dessa antaganden. För det andra finns här en naturlig variabilitet, såsom det faktum att tillskott från dagvatten i kombinerade system ger en utspädning av det orenade avloppsvattnet. Dessa förhållanden skulle kunna beskrivas bättre genom ytterligare mätningar i de lokala avloppssystemen längs Göta älv under torr- och våtvädersförhållanden.

3.4 *Diskussion och slutsatser*

Hälsorisker för svensk dricksvattenförsörjning avgörs i hög grad av koncentration och variation av patogener i råvattnet. I ytvattentäkter med punktutsläpp av avloppsvatten utgör dessa en betydande riskfaktor som vid upprepade tillfällen under de senaste decennierna resulterat i vattenburna sjukdomsutbrott (Hrudey & Hrudey 2004). För att analysera mikrobiologiska risker krävs att utsläppspunkter inom ett avrinningsområde lokaliseras, men även att den relativa mikrobiologiska spridningen med variationer under olika väderförhållanden undersöks och kvantifieras.

I modelleringen av mikrobiologisk belastning från avloppssystemen längs Göta älv har ett antal antaganden gjorts. Värdet i dessa antaganden, vilka baseras på bland annat litteratur och lokala mätningar, avgörs av hur de representerar verkligheten. För att öka kännedomen om utsläppsvolymer, där det i dagsläget i flera fall saknas uppgifter (Tabell 2-2), kan urbana avrinningsmodeller användas. Patogenhalt i orenat, renat och bräddat avloppsvatten utgör exempel på data som behöver konfirmeras genom fältmätningar. En kartläggning av parasiterna *Giardia* och *Cryptosporidium* har rapporterats (Hansen & Stenström 1998), men det finns en bristande kunskap vad gäller förekomst och haltvariation av virus i svenska ytvattentäkter (SLV 2005; Kärrman et al. 2004; Åström et al. 2007b), något som har att göra med komplexiteten i dessa analysmetoder.

Traditionellt har virushalter i vatten bestämts med metoder baserade på cellkulturer, men under senare år har molekylärbiologiska metoder utvecklats där man kan fastställa halter i vattenprov (exempelvis genom realtids-PCR). En annan möjlighet är att med statistiska metoder räkna fram en trolig halt utifrån analys på olika spädningsnivåer (PCR, MPN-metod). Analyser med PCR-metodik har i Sverige genomförts på bland annat avloppsvatten (Ottoson et al. 2006a; Ottoson et al. 2006b) där denna senare metod använts. Svårigheter med analys av virus i vatten är att man inte kan skilja på levande och döda viruspartiklar; man får den totala förekomsten och inte endast andelen infektiösa viruspartiklar. Vidare ger vanlig PCR-analys inte någon haltbestämning. Utgår man från denna typ av halt i mikrobiella riskanalyser finns då en möjlighet att man överskattar risken kopplat till dricksvattenkonsumtion. En annan svårighet är att det krävs att stora volymer ytvatten filtreras för att få halter som är möjliga att detektera.

Ett sätt att komma runt osäkerheterna relaterade till detektionsmetod, exempelvis för virus, är som tidigare nämnts att använda sig av epidemiologiskt beräknade halter. I den programvara för mikrobiell

riskanalys som under 2006-2008 utvecklats i ett projekt på Svenskt Vatten Utveckling⁷ finns möjlighet att använda sig av sjukdomsstatistik i avloppsansluten befolkning för att beräkna infektionsrisker (Abrahamsson et al. 2008; Petterson & Stenström 2007). Jämförelser med uppmätta halter i avloppsvatten i Australien har visat generellt jämförbara halter med vad som kan beräknas utifrån sjukdomsstatistik (sjukvårdens rapporteringssystem), givet att man vid en sådan beräkning kompenserar för underrapporteringen (Ashbolt et al. 2005). Resultaten i denna rapport, verifierade med transportberäkningar, skulle kunna användas för kvantitativ mikrobiell riskanalys.

Den omfattande mikrobiologiska belastningen som i denna rapport redovisats härröra från kommunala avloppsutsläpp kan leda till föreställningen att detta är den enda mikrobiologiska risken av betydelse. Så är det troligen inte, men diffusa spridningskällor är generellt sett svårare att beskriva. För skydd av badvatten kunde man i en studie visa att inhägnade strandzoner som hindrade boskapens tillträde till vattendragen, ledde till en minskad tillförsel av indikatororganismer till badvatten med mellan 66 och 81 % (Kay et al. 2007). Resultat från ett examensarbete genomfört vid Chalmers visar att den mikrobiologiska belastningen från enskilda avlopp längs Göta älv är ringa jämfört med belastningen från kommunala avloppssystem (Fredenberg & Thörnqvist 2008). Andra spridningskällor, där framför allt zoonoser utgör en risk, är inte minst avrinning från jordbruks- och strandbetesmark (Rosén & Friberg 2003). Mikrobiell källspårning, numera även kvantitativ mikrobiell källspårning har utvecklats mycket under senare år (Field & Samadpour 2007). Dessa metoder kan vara bra verktyg för att bestämma den relativa fekala påverkan från människor och från olika djurslag, exempelvis från idisslare. För användning i mikrobiologiska riskanalyser behöver dock dessa metoder vidareutvecklas och utprovas i de nordiska länderna (Santo Domingo et al. 2007), vilket är ett viktigt forskningsområde framöver.

⁷ I färdig version tillhandahålls detta planeringsverktyg med manual via www.svensktvatten.se

4 Rekommendationer

Denna rapport har exemplifierat hur riskhändelser i en betydelsefull ytvattentäkt, Göta älv, hanteras och hur mikrobiologisk spridning kan ske från kommunala avloppssystem. Med utgångspunkt i resultaten görs en del generella iakttagelser vad gäller råvattenrisker och kommunala avloppssystem i Sverige:

- Rutiner för rapportering av riskhändelser i ytvattentäkter kan vara till god hjälp för att minska risker förknippade med förorenat råvatten. Det system som finns i Göta älv har visat sig vara effektivt för att parera för mikrobiologisk förorening vid Göteborgs råvattenintag, men systemet kan förbättras. Inte minst är nederbörd och bräddningar av stor betydelse, och ger information att ta till vara. En hydrodynamisk transportmodell, med punktutsläpp och diffusa utsläpp inlagda för olika vädersituationer, bör vara ett värdefullt verktyg i ett sådant förbättringsarbete.
- Avloppsreningsverk och avloppsledningsnät med omkring 100 000 personer anslutna ger en avsevärd belastning av patogener och andra mikroorganismer till recipienten. För att beskriva belastning är det viktigt att ta i beräkningen hur denna varierar. Stokastiska simuleringar (exempelvis Monte Carlo-metoden) kan i detta sammanhang användas för att inberäkna variabilitet och osäkerhet.
- Känslighetsanalys är ett värdefullt verktyg för att analysera den relativa betydelsen av variabilitet och osäkerhet i indata med avseende på beräkningsresultat. Resultaten från en känslighetsanalys kan vara vägledande vid beslut om kompletterande mätningar och för bedömning av tillförlitlighet i data. Kanske ytterligare mätningar eller andra ställningstaganden behöver genomföras innan riskreducerande åtgärder kan implementeras. Giltigheten av en känslighetsanalys har att göra med giltigheten i beräkningsmodellen och dess olika antaganden.
- Riskreducerande åtgärder behövs för att minska och hantera den mikrobiologiska belastningen från punktutsläpp i avloppssystem. Ytterligare reduktion vid avloppsreningsverken bör övervägas, såsom filtrering eller desinfektion. I detta sammanhang bör man ta hänsyn till reduktion av olika patogentyper, risken med biprodukter från desinfektionen o.s.v. Åtgärder för att hydrauliskt avlasta det spillvattenförande systemet, och därmed avlägsna bräddningarna från ledningsnätet och från avloppsreningsverket, bör också övervägas (lokalt omhändertagande av dagvatten, bräddningsmagasin o.s.v.). Genom att studera avloppssystemen lokalt, genom modellering och mikrobiologisk provtagning, kan nyttan med en utökad kapacitet för höga flöden analyseras och vägas mot kostnaderna.
- Svårförutsägbara händelser, såsom incidenten med läckande tryckavloppsledning i Lilla Edet, kan medföra en betydande patogenbelastning till älven. Denna typ av händelse visar på behovet av en tillräcklig barriäreffektivitet i nedströms liggande vattenverk. (Möjligt var nödavledning uppströms en avgörande orsak till utbrottet av

Calicivirus som skedde just i Lilla Edet, september 2008, något som i skrivande stund är under utredning.)

- Exempel på framtida forskningsbehov är att karakterisera patogenerisker med strandnära bete och mikrobiell spridning från diffusa utsläppspunkter. Vidare behöver transportmekanismerna för mikroorganismer i ytvattentäkter bättre förstås för att avgöra risker kopplade till specifika utsläppspunkter, och för att minska dessa. Ett växande forskningsfält är mikrobiell källspårning, där ett stort antal metoder utvecklats under senare år. Mikrobiell källspårning kan ge värdefull information för att förstå det relativa tillskottet av fekalt material från olika djurslag, och indirekt även risken för spridning av zoonoser från ett specifikt djurslag i ett avrinningsområde.

5 Referenser

- Abrahamsson, J. L., Eriksson, U., Ansker, J., Berg, C., Ericsson, P., Taaler, M. & Heinicke, G. (2008) *Mikrobiell riskanalys som planeringsverktyg för vattenverk*. Den 6. Nordiske Drikkevannskonferansen. Oslo. NVK 2008: 6.
- Andersson, Y. (1992) *Dricksvattenburna sjukdomsutbrott i Sverige – i ett historiskt, hygieniskt och tekniskt perspektiv*. Avhandlingsarbete i folkhälsovetenskap 1992:7 Göteborg. Diss. Nordiska hälsovårdshögskolan.
- Arnone, R. (2005) *Evaluating Cryptosporidium and Giardia in urban stormwater*. Williamsburg, VA, United States. American Society of Civil Engineers, Reston, VA 20191-4400, United States: 1153–1154.
- Arnone, R. D. & Walling, J. P. (2007) Waterborne pathogens in urban watersheds. *Journal of water and health*, vol. 5: 1, ss. 149–162
- Ashbolt, N. J., Petterson, S. R., Stenström, T. A., Schönning, C., Westrell, T. & Ottosson, J. (2005) *Microbial Risk Assessment (MRA) Tool*. Report 2005:7. Göteborg. Urban Water, Chalmers University of Technology: 64.
- Atherholt, T. B., LeChevallier, M. W., Norton, W. D. & Rosen, J. S. (1998) Effect of rainfall on Giardia and Crypto. *American Water Works Association*, vol. 90: 9, ss. 66–80.
- Broman, T., Palmgren, H., Bergström, S., Sellin, M., Waldenström, J., Danielsson-Tham, M. L. & Olsen, B. (2002) Campylobacter jejuni in black-headed gulls (*Larus ridibundus*): Prevalence, genotypes, and influence on *C. jejuni* epidemiology. *Journal of Clinical Microbiology*, vol. 40: 12, ss. 4594–4602.
- Butler, D. & Davies, J. W. (2004) *Urban Drainage, Second edition*, London Spon Press.
- Carlander, A. (2006) *Assessment of microbial health hazards associated with wastewater application to willow coppice, coniferous forest and wetland systems*. Faculty of natural resources and agricultural sciences. Uppsala. Diss., Sveriges Lantbruksuniversitet: 62.
- Cotruvo, J. A., Dufour, A., Rees, G., Bartram, J., Carr, R., Cliver, D. O., Craun, G. F., Fayer, R. & Gannon, V. P. J. (2004) *Waterborne zoonoses. Identification, Causes and Control*, London, IWA Publishing.
- Curriero, F. C., Patz, J. A., Rose, J. B. & Lele, S. (2001) The association between extreme precipitation and waterborne disease outbreaks in the United States, 1948-1994. *American Journal of Public Health*, vol. 91: 8, ss. 1194–1199.
- DHI (2006) MOUSE. *Software tool for the simulation of hydrology, hydraulics, water quality and sediment transport in urban drainage and sewer systems*. DHI Software 2006.

- Duffy, G. & Moriarty, E. M. (2003) Cryptosporidium and its potential as a food-borne pathogen. *Animal Health Research Reviews*, vol. 4: 2, ss. 95–107.
- Ferguson, C., De Roda Husman, A. M., Altavilla, N., Deere, D. & Ashbolt, N. (2003) Fate and transport of surface water pathogens in watersheds. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 33: 3, ss. 299–361.
- Field, K. G. & Samadpour, M. (2007) Fecal source tracking, the indicator paradigm, and managing water quality. *Water Research*, vol. 41: 16, ss. 3517–38.
- Forsberg, B. (1994) *Kontroll av bräddavlopp*. VA-Forsk rapport nr. 1994-10. Stockholm. VAV: 63.
- Fredenberg, Å. & Thörnqvist, K. (2008) *Enskilda avlopp längs Göta älv – råvattenpåverkan med avseende på patogena mikroorganismer*. Examensarbete, Vatten Miljö Teknik. Göteborg. Chalmers: 104.
- Frost, F. J., Craun, G. F. & Calderon, R. L. (1996) Waterborne disease surveillance. *American Water Works Association*, vol. 88: 9, ss. 66–75.
- Gale, P. (2003) *Developing risk assessments of waterborne microbial contaminations*. I Mara, D. & Horan, N. J. (red.) *The handbook of water and wastewater microbiology*. London, Academic Press.
- Geldreich, E. E., Best, L. C., Kenner, B. A. & Van Donsel, D. J. (1968) The bacteriological aspects of stormwater pollution. *Water Pollution Control Federation*, vol. 40: 11, ss. 1861–1872.
- GÄVVF (2006) *Fakta om Göta älv – En beskrivning av Göta älv och dess omgivning 2005*. Göteborg. Göta älvs Vattenvårdsförbund: 134.
- Haas, C. N. R., J. B. Gerba, C. P. (1999) *Quantitative Microbial Risk Assessment*, New York City, USA, John and Wiley & Sons, Inc.
- Hansen, A. & Stenström, T. A. (1998) *Kartläggning av Giardia och Cryptosporidium i svenska ytvattentäkter*. SMI-tryck 118. Solna. Smittskyddsinstitutet och Livsmedelsverket: 44.
- Harwood, V. J., Levine, A. D., Scott, T. M., Chivukula, V., Lukasik, J., Farrah, S. R. & Rose, J. B. (2005) Validity of the indicator organism paradigm for pathogen reduction in reclaimed water and public health protection. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 71: 6, ss. 3163–3170.
- Hernebring, C., Andréasson, M. & Forsberg, B. (2000) *Rapportering av årlig bräddning 1994-98. Erfarenheter från kommuner inom utvalda län*. VA-Forsk rapport nr. 2000-14. Stockholm. VAV: 38.
- Hrudey, S. E. & Hrudey, E. J. (2004) *Safe drinking water. Lessons from recent outbreaks in affluent nations*. IWA Publishing, London.
- Jiang, J., Alderisio, K. A. & Xiao, L. (2005) Distribution of cryptosporidium genotypes in storm event water samples from three watersheds in New York. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 71: 8, ss. 4446–54.

- Kay, D., Aitken, M., Crowther, J., Dickson, I., Edwards, A. C., Francis, C., Hopkins, M., Jeffrey, W., Kay, C., McDonald, A. T., McDonald, D., Stapleton, C. M., Watkins, J., Wilkinson, J. & Wyer, M. D. (2007) Reducing fluxes of faecal indicator compliance parameters to bathing waters from diffuse agricultural sources: the Brighthouse Bay study, Scotland. *Environmental Pollution*, vol. 147: 1, ss. 138–49.
- Kay, D., Crowther, J., Stapleton, C. M., Wyer, M. D., Fewtrell, L., Edwards, A., Francis, C. A., McDonald, A. T., Watkins, J. & Wilkinson, J. (2008) Faecal indicator organism concentrations in sewage and treated effluents. *Water Research*, vol. 42: 1-2, ss. 442–54.
- Kistemann, T., Classen, T., Koch, C., Dangendorf, F., Fischeider, R., Gebel, J., Vacata, V. & Exner, M. (2002) Microbial load of drinking water reservoir tributaries during extreme rainfall and runoff. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 68: 5, ss. 2188–2197.
- Kueh, C. S. & Grohmann, G. S. (1989) Recovery of viruses and bacteria in waters off Bondi beach: a pilot study. *Medical journal of Australia*, vol. 151: 11–12, ss. 632–8.
- Kärman, E., Bergstedt, O., Westrell, T., Heinicke, G., Stenström, T. A. & Hedberg, T. (2004) *Systemanalys av dricksvattenförsörjning med avseende på mikrobiologiska barriärer och miljöpåverkan*. VA-Forsk rapport nr. 2004-12. Stockholm. Svenskt Vatten AB: 44.
- Ljunggren, O. (2006) *Personligt meddelande*. Göteborg Vatten. Göteborg.
- Marsalek, J. & Rochfort, Q. (2004) Urban wet-weather flows: sources of fecal contamination impacting on recreational waters and threatening drinking-water sources. *Journal of toxicology and environmental health*. Part A, vol. 67: 20–22, ss. 1765–1777.
- Melo, M. V., Santanna, G. L., Jr. & Massarani, G. (2003) Flotation techniques for oily water treatment. *Environmental technology*, vol. 24: 7, ss. 867–876.
- Morris, R. (2003) *Microorganisms and disease*. I Mara, D. & Horan, N. J. (red.) The handbook of water and wastewater microbiology. London, Academic Press.
- Naturvårdsverket (2008) *Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om badvatten*. NFS 2008:8. Stockholm. Naturvårdsverket: 8.
- Nichols, J. A. & Parker, H. D. (2005) *Effects of oil pollution on industrial water intakes*. Miami Beach, FL. Global Engineering Documents, Englewood, CO 80112, United States: 2339.
- Ottoson, J., Hansen, A., Björleinius, B., Norder, H. & Stenström, T. A. (2006a) Removal of viruses, parasitic protozoa and microbial indicators in conventional and membrane processes in a wastewater pilot plant. *Water Research*, vol. 40:7, ss. 1449–1457.

- Ottoson, J., Hansen, A., Westrell, T., Johansen, K., Norder, H. & Stenström, T. A. (2006b) Removal of noro- and enteroviruses, Giardia cysts, Cryptosporidium oocysts, and fecal indicators at four secondary wastewater treatment plants in Sweden. *Water Environment Research*, vol. 78: 8, ss. 828–834.
- Petterson, S. R. & Stenström, T. A. (2007) *Generic QMRA tool for drinking water systems modelling*. 14th International Symposium on Health-Related Water Microbiology. Tokyo. WaterMicro 2007: 184.
- Prylypko, V. & Knyazkova, T. (2007) *The role of water-related radiation risk factors in formation of public health*. World Water Week 2007. Stockholm. Stockholm International Water Institute 88–89.
- Rajal, V. B., McSwain, B. S., Thompson, D. E., Leutenegger, C. M. & Wuertz, S. (2007) Molecular quantitative analysis of human viruses in California stormwater. *Water Research*, vol. 41: 19, ss. 4287–4298.
- Rose, J. B., Dickson, L. J., Farrah, S. R. & Carnahan, R. P. (1996) Removal of pathogenic and indicator microorganisms by a full-scale water reclamation facility. *Water Research*, vol. 30: 11, ss. 2785–2797.
- Rosén, L. & Friberg, J. (2003) *Påverkan på säkerheten i vattenförsörjningen från strandbetande nötkreatur – fallstudie Göta älv*. VA-Forsk rapport nr. 2003-36. Stockholm. Svenskt Vatten: 57.
- Rosén, L., Hokstad, P., Lindhe, A., Sklet, S. & Rostum, J. (2007) *Generic Framework and Methods for Integrated Risk Management in Water Safety Plans*. TECHNEAU WA 4. Göteborg och Trondheim. Bygg och Miljöteknik, Chalmers, SINTEF Teknologi og samfunn: 102.
- Santo Domingo, J. W., Bambic, D. G., Edge, T. A. & Wuertz, S. (2007) Quo vadis source tracking? Towards a strategic framework for environmental monitoring of fecal pollution. *Water Research*, vol. 41: 16, ss. 3539–52.
- Scott, T. M., McLaughlin, M. R., Harwood, V. J., Chivukula, V., Levine, A., Gennaccaro, A., Lukasik, J., Farrah, S. R. & Rose, J. B. (2003) Reduction of pathogens, indicator bacteria, and alternative indicators by wastewater treatment and reclamation processes. *Water Science and Technology: Water Supply*, vol. 3: 4, ss. 247–252.
- Signor, R. S., Roser, D. J., Ashbolt, N. J. & Ball, J. E. (2005) Quantifying the impact of runoff events on microbiological contaminant concentrations entering surface drinking source waters. *Journal of Water and Health*, vol. 3: 4, ss. 453–468.
- SLV (1993) *Livsmedelsverkets kungörelse om dricksvatten*, SLVFS 1993:35. Uppsala. Livsmedelsverket: 73.
- SLV (2005) *Riskprofil, Dricksvatten och mikrobiologiska risker*. Rapport nr. 2005:28. Uppsala. Livsmedelsverket: 54.
- SMI (2008a) *Fakta om smittsamma sjukdomar*. Stockholm. Smittskyddsinstitutet. Tillgänglig: <<http://www.smittskyddsinstitutet.se/sjukdomar/>> (2008-07-03).

SMI (2008b) *Statistik över smittsamma sjukdomar 2006*. Stockholm. Smittskyddsinstitutet. Tillgänglig: <<http://www.smittskyddsinstitutet.se/statistik/>> (2008-07-03).

SMI (2008c) *Anmälningspliktiga sjukdomar*. Stockholm. Smittskyddsinstitutet. Tillgänglig: <<http://www.smittskyddsinstitutet.se/amnesomraden/overvakning/anmalningspliktiga-sjukdomar/>> (2008-07-03).

Smith, H. V. & Grimason, A. M. (2003) *Giardia and Cryptosporidium in water and wastewater*. I Mara, D. & Horan, N. J. (red.) The handbook of water and wastewater microbiology. London, Academic Press.

Standritchuk, O. Z., Maksin, V. I. & Goncharuk, V. V. (1996) Volumes of radionuclide discharge to water basins upon the accident at the Chernobyl nuclear power plant and specific features of the evolution of the radiation situation in the post-accident periods (artikel på ryska). *Khimiya i Tekhnologiya Vody*, vol. 18: 2, ss. 152–162.

Stenström, T. A., Boisen, F., Georgsson, F., Lahti, K., Lund, V., Andersson, Y. & Ormerod, K. (1994) *Vattenburna infektioner i Norden*. TemaNord, 1994:585 Köpenhamn. Nordiska ministerrådet: 91.

Svenskt Vatten (2004) *Dimensionering av allmänna avloppsledningar*. Publikation P90. Stockholm. Svenskt Vatten AB: 80.

Taylor, H. (2003) *Surface waters*. I Mara, D. & Horan, N. J. (red.) The handbook of water and wastewater microbiology. London, Academic Press.

Vattenvårdsförbundet (2006) *Fakta om Göta älv – En beskrivning av Göta älv och dess omgivning 2005*. Göteborg. Göta älvs Vattenvårdsförbund: 134.

WHO (2004a) *Microbial aspects. Guidelines for drinking-water quality, 3:rd edition*. Geneva, World Health Organization.

WHO (2004b) *Guidelines for drinking water quality, 3:rd edition*, Geneva, World Health Organization. Available: <http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/guidelines/en/index.html> (2008-07-03).

WHO (2004c) *Radiological aspects. Guidelines for drinking-water quality, 3:rd edition*. Geneva, World Health Organization.

WHO (2004d) *Microbial fact sheets. Guidelines for drinking-water quality, 3:rd edition*. Geneva, World Health Organization.

WHO/FAO (1959) *Second report of the joint WHO/FAO Expert committee on Zoonoses*. WHO Technical Report Series No. 169. Geneva. World Health Organization.

Åström, J. & Pettersson, T. (2007) *Avloppsutsläpp och mikrobiologisk påverkan i råvattentäkten Göta älv*. SVU rapport nr. 2007-11. Göteborg. Chalmers, Vatten Miljö Teknik: 42.

- Åström, J., Pettersson, T. J. R. & Stenström, T. A. (2007a) Identification and management of microbial contaminations in a surface drinking water source. *Journal of Water and Health*, vol. 5 Suppl 1: 67–79.
- Åström, J., Pettersson, S., Bergstedt, O., Pettersson, T. J. R. & Stenström, T. A. (2007b) Evaluation of the microbial risk reduction due to selective closure of the raw water intake before drinking water treatment. *Journal of Water and Health*, vol. 5 Suppl 1: 81–97.
- Åström, J. (2008) *Wastewater discharges and microbial variability in a surface water source*. Licentiatuppsats, Institutionen för bygg- och miljöteknik, Vatten Miljö Teknik. Göteborg. Chalmers tekniska högskola: 72.
- Åström, J., Pettersson, T. J., Stenström, T. A. & Bergstedt, O. (2009) Variability analysis of pathogen and indicator loads from urban sewer systems along a river. *Water Science & Technology*, vol. 59: 2, ss. 203–12.

Appendix: Stokastiska simuleringar, beräkningsunderlag

Beräkning av mikrobiologisk belastning

Utgående mikrobiologisk koncentration (för respektive organism) från avloppsreningsverken ($C_{UT, ARV}$) beräknades (Ekv. 1) utifrån koncentration i det orenade avloppsvattnet ($C_{IN, ARV}$) och reduktionen vid biologisk-kemisk avloppsvattenrening ($R_{Avskiljning}$). På motsvarande sätt beräknades (Ekv. 2) utgående koncentration från bräddpunkter ($C_{Bräddning}$) utifrån koncentration i det orenade avloppsvattnet ($C_{IN, ARV}$) och spillvattenandel i bräddpunkten ($F_{Spillvattenandel}$). Samma ekvation användes för att beräkna koncentrationen vid nödavledning.

$$C_{UT, ARV} = C_{IN, ARV} (1 - R_{Avskiljning}) \quad \text{Ekv. 1}$$

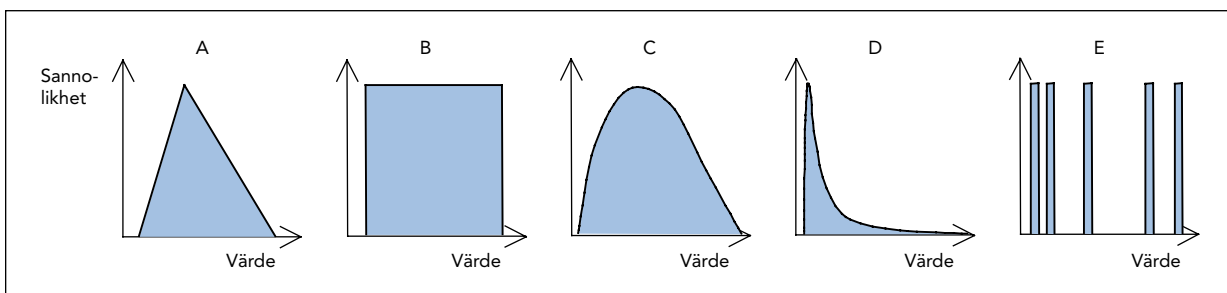
$$C_{Bräddning} = C_{IN, ARV} F_{Spillvattenandel} \quad \text{Ekv. 2}$$

$$C_{Incident} = C_{IN, ARV} \quad \text{Ekv. 3}$$

$$C_{Älven} = \frac{\sum Q_{AVR} C_{UT, ARV} + \sum Q_{Bräddning} C_{Bräddning} + \sum Q_{Incident} C_{Incident}}{Q_{Älven}} \quad \text{Ekv. 4}$$

Den mikrobiologiska koncentrationen i utsläppen från Incidenten ($C_{Incident}$) antogs vara den samma som halten in till avloppsreningsverket ($C_{IN, ARV}$); Ekv. 3. Den mikrobiologiska halten i Göta älv till följd av tillskotten från den ackumulerade avloppspåverkan (renat avloppsvatten, bräddningar och nödavledningar och Incident) beräknades i relation till dygnsflödet i Göta älv (Ekv. 4). Detta simulerade resultat jämfördes sedan med provtagningsresultat för motsvarande mikroorganism och för samma tidsperiod (andra halvåret 2004).

Sannolikhetsfördelningar användes för att beskriva variabiliteten och/eller osäkerheten i de parametrar som ingick i beräkningarna av belastning och halter i älven (Ekv 1–4), något som beräknades med Monte Carlo simuleringar. En illustration av hur sannolikhetsfördelningar kan se ut ges i Figur 1.



Figur 1 Sannolikhetsfördelningar använda i Monte Carlo simuleringar: Triangelfördelningar (A), Uniformfördelningar (B), Beta-fördelningar (C), LogNormalfördelningar (D) samt Skräddarsydda fördelningar (E).

För varje sannolikhetsfördelning (jämför Figur 1) specificerades olika parametrar för att bestämma dess utseende:

Sannolikhetsfördelning	Parametrar som specificerats
Triangel (A):	min-, troligaste värde och maxvärde
Uniform (B):	min- och maxvärde
Beta (C):	min- och maxvärde, alfa (α) och betavärde (β)
LogNormal (D):	medel och 95 % -percentil
Skräddarsydd (E):	enskilda värden och deras sannolikhet ⁸

Sannolikhetsfördelningar för angivelse av mikrobiologisk halt i orenat avloppsvatten har specificerats utifrån tidigare mätningar i Sverige, se Tabell 1. I samma tabell anges avskiljningen i avloppsreningsverk, där utländska studier kompletterat svenska resultat för avskiljningen av patogenerna (noroviurs, *Giardia* och *Cryptosporidium*). Normalt försämras reningseffekten vid högre inkommande flöden, men denna variation har antagits vara inom det intervall (min och max-värden) som anges för respektive Uniform fördelning.

En LogNormal-fördelning användes för att beskriva utspädningsgraden ($F_{\text{Spillvattenandel}}$) av avloppsvatten vid bräddpunkter.⁹ Andelen avloppsvatten i det totala bräddflödet vid 19 bräddpunkter i Göteborg användes som utgångspunkt i dessa beräkningar. Enligt beräkning med en Mouse-modell (DHI 2006) var andelen avloppsvatten i dessa bräddpunkter i intervallet 1 till 78 %, och en LogNormal-fördelning (median; 95 %) specificerades utifrån dessa uppgifter (0,09; 0,30).

Tabell 1 Sannolikhetsfördelningar för mikrobiologisk halt (log-enheter per liter) i orenat avloppsvatten och avskiljningsgrad (log-enheter) i avloppsreningsverk med biologisk och kemisk rening.

Mikroorganism (halt-enhet)	Mikrobiologisk halt, Orenat avloppsvatten			Avskiljning i avloppsreningsverk	
	Triangelfördelning, Parametervärden			Uniform fördelning, Parametervärden	
	Min	Troligast	Max	Min	Max
E. coli (log CFU/l)	6,9	7,5	9,0 ^a	1,2	3,5 ^b
Clostridiesporer (log CFU/l)	5,3	5,7	6,4 ^a	0,6	2,3 ^b
Somatiska kolifager (log PFU/l)	5,6	6,3	7,0 ^a	0,6	1,9 ^b
Norovirus (log PCR enheter/l)	2,9	3,3	3,7 ^{b, c}	0,4	2,5 ^e
Giardia (log cystor/l)	2,4	3,3	4,1 ^b	1,2	3,6 ^f
Cryptosporidium (log oocystor/l)	0,5	1,3	2,2 ^d	0,9	1,7 ^g

a (Carlander 2006)

b (Ottoson et al. 2006b)

c Baserat på 7 positiva prov under vinterhalvåret, min-värde motsvarar halva värdet av detektionsgränsen

d (Ottoson et al. 2006b), min-värde motsvarar halva värdet av detektionsgränsen

e (Scott et al. 2003; Ottoson et al. 2006b)

f (Rose et al. 1996; Ottoson et al. 2006b)

g (Scott et al. 2003).

⁸ I tabell 2 och 3 i detta appendix anges endast det minsta och högsta värdet, men inom dessa intervall ligger flera enskilda mätvärden som ingått i simuleringarna men som av utrymmesskäl inte anges här.

⁹ Här antas samma utspädningsgrad för samtliga brädd- och nödavlningpunkter med registrerade utsläpp 2004 längs Göta älv.

Även för att beskriva utsläppen från de olika delsträckorna längs Göta älv användes sannolikhetsfördelningar. I Tabell 2 redovisas utsläppsvolymer per dygn under torrvädersförhållanden. I Tabell 3 redovisas för motsvarande punkter utsläppsvolymer per dygn under våtvädersförhållanden (våtperiod 1 och 2). Dessa fördelningar användes vid beräkningen av den mikrobiologiska belastningen per dygn och vid beräkningen av den mikrobiologiska halten i Göta älv.

Beräkning av mikrobiologisk halt vid total inblandning

För haltberäkningarna i älven användes Beta-fördelningar för att beskriva älvflödet (m^3/s). Utifrån flödesuppgifter specificerades parametrarna (min-, max-, α och β -värdet) enligt följande. För torrvädersförhållanden (197; 760; 0,3 och 0,5) och våtvädersförhållanden (192; 758; 0,6 och 0,7) vid Lilla Edet. För den södra delen av Göta älv, som passerar Göteborgs råvattenintag vid Lärjeholm specificerades motsvarande Betafördelningar för torrvädersförhållanden (132; 191; 0,4 och 0,9) och våtvädersförhållanden (36,2; 188; 0,3 och 0,8).

Korrelationer mellan sannolikhetsfördelningarna i Tabell 2 och 3 beräknades och specificerades vid Monte Carlo simuleringarna för att ta hänsyn till beroenden mellan olika fördelningar. Exempelvis sker bräddningar ofta på flera ställen samtidigt längs älven, och dessutom sammanfaller detta ofta med höga utgående flöden från avloppsreningsverken. För att genomföra beräkningar på logaritmisk skala justerades volymer rapporterade som noll till 1 liter/dag för bräddningar och 0,001 liter/dag för incidenten i Lilla Edet.

Tabell 2 Utsläppsvolymer från avloppsreningsverk och bräddpunkter under torrvädersperiod, beskrivet med Betafördelning (Beta, med följande värden angivet: min-, max, α och β) och med Skräddarsydda fördelningar (Skr, med min- och maxvärde).

Område (avstånd till Göteborgs råvattenintag)	Torrvädersutsläpp	
	Avloppsreningsverk (m^3/dygn)	Bräddpunkter (m^3/dygn)
Göteborg, norra delen (2–6 km)	-	Skr (0, 19,3)
Kungälv (18–20 km)	Beta (185; 3302; 1,1; 8,2) ^a	Skr (0;0)
Ale, södra delen (6–20 km)	-	Skr (0; 41,7)
Ale, norra delen (21–26 km)	Beta (891; 3786; 1,1; 8,2)	Skr (0; 102,3)
Lödöse (33 km)	Beta (200; 1400; 2,5; 5,0) ^b	-
Nygård (38 km)	Beta (50; 400; 1,6; 5,0) ^b	-
Lilla Edet (45 km)	Beta (2003; 6514; 1,3 ^b ; 3,4)	Beta (0; 1034; 0,5; 8,0)
Lilla Edet, Incident (45 km)	-	Skr (0; 188) ^c
Hjärtum (50 km)	Beta (50; 500; 2,0; 5,0) ^b	-
Trollhättan (62–69 km)	Beta (11793; 42130; 2,0; 5,0)	Skr (0; 2061)
Vänersborg (75–79 km)	Beta (6672; 28417; 3,0 ^b ; 10,2)	Skr (0; 26)

a Värden på α och β från expertbedömning.

b Expertbedömning.

c Här antas att 188 liter avloppsvatten produceras per person och dygn, 1000 personer anslutna.

Tabell 3 Utsläppsvolymer från avloppsreningsverk och bräddpunkter under våtvädersutsläpp, perioderna 1 och 2. Volymer är specificerade med Betafördelningar (Beta: min-, max, α och β -värde) och Skräddarsydda fördelningar (Skr: min- och maxvärde).

Område (avstånd till Göteborgs råvattenintag)	Våtvädersutsläpp (våtperiod 1: 22 aug.–1 sept. 2004)		Våtvädersutsläpp (våtperiod 2: 21–31 okt. 2004)	
	Avloppsreningsverk (m ³ /dygn)	Bräddpunkter (m ³ /dygn)	Avloppsreningsverk (m ³ /dygn)	Bräddpunkter (m ³ /dygn)
Göteborg, norra delen (2–6 km)		Skr (0)	-	Skr (0; 7,5)
Kungälv (18–20 km)	Skr (223; 803)	Skr (0)	Skr (291; 1596)	Skr (0; 14)
Ale, södra delen (6–20 km)	-	Skr (0; 91,8)	-	Skr (0; 4552)
Ale, norra delen (21–26 km)	Skr (1154; 3356)	Skr (0; 702)	Skr (2156; 4053)	Skr (0; 15300)
Lödöse (33 km)	Beta (200; 1400; 1,5; 5,0) ^a	-	Beta (200; 1400; 3,0; 4,5) ^a	-
Nygård (38 km)	Beta (50; 400; 1,3; 5,0) ^a	-	Beta (50; 400; 2,0; 5,0) ^a	-
Lilla Edet (45 km)	Skr (2494; 8239)	Skr (0; 2421)	Skr (4126; 9475)	Skr (0; 1225)
Lilla Edet, Incident (45 km)		Skr (0;0)	-	Skr (0; 188) ^b
Hjärtum (50 km)	Beta (50; 500; 1,5; 6,0) ^a	-	Beta (50; 500; 2,0; 4,0) ^a	-
Trollhättan (62–69 km)	Skr (16620; 34620)	Skr (0; 4285)	Skr (36240; 38456)	Skr (0; 34427)
Vänersborg (75–79 km)	Skr (7147; 17349)	Skr (0)	Skr (16939; 48894)	Skr (0; 80)

a Expertbedömning med utgångspunkt i total utsläppsvolym per månad.

b Här antas en produktion av 188 liter avloppsvatten per person och dygn och 1000 personer anslutna.



Box 47607, 117 94 Stockholm
Tel 08 506 002 00
Fax 08 506 002 10
E-post svenskvatten@svenskvatten.se
www.svenskvatten.se