

# Säkrare dricksvattenförsörjning

– motverka föroreningsrisker  
inom avrinningsområden

*Joanna Friberg*

*Lars Rosén*

*Olof Bergstedt*

*Björn Larsson*





## 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                 |
| Per Fåhraeus            | Varbergs Kommun                 |
| Carina Färm             | Eskilstuna Energi & Miljö AB    |
| Daniel Hellström        | Svenskt Vatten AB               |
| Marie Nordkvist Persson | Sydvatten AB                    |
| Lars-Gunnar Reinius     | Stockholm Vatten AB             |
| Mats Rostö              | Gästrike Vatten AB              |
| Bo Rutberg              | Sveriges Kommuner och Landsting |
| Lena Söderberg          | Svenskt Vatten AB               |
| Ulf Thysell             | VA SYD                          |
| Susann Wennmalm         | Käppalaförbundet                |
| Fred Ivar Aasand        | Norsk Vann, adjungerad          |

Författarna är ensam ansvarig 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.*

|                                                                    |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   |
|--------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Rapportens titel:</b>                                           | Säkrare dricksvattenförsörjning – motverka föroreningsrisker inom avrinningsområden                                                                                                                                                                                                                               |
| <b>Title of the report:</b>                                        | Secure drinking water maintenance – counteract risks of contamination within catchment areas                                                                                                                                                                                                                      |
| <b>Rapportnummer:</b>                                              | 2010-07                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |
| <b>Författare:</b>                                                 | Joanna Friberg (växeltel: +46 (0)31-33 55 000, e-post: joanna.friberg@grkom.se), Göteborgsregionens kommunalförbund; Lars Rosén, Institutionen Bygg- och Miljöteknik, Chalmers tekniska högskola; Olof Bergstedt, Göteborg Vatten; Björn Larsson, Institutionen Bygg- och Miljöteknik, Chalmers tekniska högskola |
| <b>Projektnummer:</b>                                              | 24-118                                                                                                                                                                                                                                                                                                            |
| <b>Projektets namn:</b>                                            | Avrinningsområdesvisa analyser av hot mot råvattenkvalitet – metodutveckling                                                                                                                                                                                                                                      |
| <b>Projektets finansiering:</b>                                    | Svenskt Vatten Utveckling, Göteborgsregionens kommunalförbund, Chalmers tekniska högskola, Göteborgs stad                                                                                                                                                                                                         |
| <b>Rapportens omfattning</b><br><b>Sidantal:</b><br><b>Format:</b> | 68<br>A4                                                                                                                                                                                                                                                                                                          |
| <b>Sökord:</b>                                                     | Vattentäkt, riskanalys, riskhantering, råvatten, råvattenkvalitet, avrinningsområde, förorening                                                                                                                                                                                                                   |
| <b>Keywords:</b>                                                   | Water source, risk analysis, water, water quality, catchment area, contamination, pollution                                                                                                                                                                                                                       |
| <b>Sammandrag:</b>                                                 | En modell har utarbetats för riskanalys med avseende på råvatten. Med hjälp av modellen kan olika risker inom en vattentäkts avrinningsområde jämföras med varandra. Därmed kan även en prioritering av riskreducerande åtgärder göras.                                                                           |
| <b>Abstract:</b>                                                   | A model for risk analysis for drinking water sources has been developed. In the model, different risks for contamination within a catchment area can be compared to each other. Thus different preventive measures can be prioritised between.                                                                    |
| <b>Målgrupper:</b>                                                 | VA-ansvariga, VA-konsulter, tillsynsmyndigheter                                                                                                                                                                                                                                                                   |
| <b>Omslagsbild:</b>                                                | Ytvattentäkten Göta älv vid Västerlanda. Foto: Mikael Asplund                                                                                                                                                                                                                                                     |
| <b>Rapport:</b>                                                    | Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida <a href="http://www.svensktvatten.se">www.svensktvatten.se</a>                                                                                                                                                                                       |
| <b>Utgivningsår:</b>                                               | 2010                                                                                                                                                                                                                                                                                                              |
| <b>Utgivare:</b>                                                   | Svenskt Vatten AB<br>© Svenskt Vatten AB                                                                                                                                                                                                                                                                          |

# Förord från Svenskt Vatten

Åtgärder vid föroreningskällan och förorenaren betalar är vackra ord i vattenförvaltningsarbetet. För att de ska bli verklighet måste påverkan från olika föroreningskällor beskrivas. För ett större tillrinningsområde till en vattentäkt är det en oöverstiglig uppgift för vattentjänstorganisationen att själv i detalj kartlägga alla risker. Varje verksamhetsutövare har ett ansvar för de risker den egna verksamheten orsakar och känner bäst den egna verksamheten. Inte oväntat har det visat sig att ansvariga för verksamheter som innebär risker för vattenförsörjningen har svårt att beskriva dessa, annat än i allmänna ordalag. När krav på riskanalyser ställs av kontrollmyndigheten med stöd av föreskrifter för vattenskyddsområden levererar verksamhetsutövarna analyser med mycket olika ambitionsnivå och kvalitet. När verksamhetsutövare anlitar konsulter för riskanalyserna är dessa snyggt förpackade, men koppling till vad som är viktiga risker för vattenförsörjningen kan vara svag liksom kopplingen till den aktuella verksamheten.

För att underlätta för verksamhetsutövare att ta sitt ansvar och för kontrollmyndigheter att ställa relevanta och likvärdiga krav måste vattentjänstbranschen tydligt kunna beskriva vilka risker som är väsentliga för vattenförsörjningen och gärna kunna visa på att det finns användbara verktyg för att analysera riskerna vid föroreningskällan. Den här rapporten redovisar resultatet av ett SVU-projekt om risker och beskriver riskhanteringsprocessen och riskinventering ur vattenförsörjningsperspektiv. Avsnittet om sårbarhetsanalys belyser riskerna med kemiska ämnen och smittämnen för vattentäkter med koppling till branschriktlinjerna "Råvattenkontroll – Krav på råvattenkvalitet" för råvattenkvalitet och ger underlag för vidareutveckling av branschriktlinjerna. "Råvattenkontroll – Krav på råvattenkvalitet" kan laddas ned från Svenskt Vattens hemsida [www.svensktvatten.se](http://www.svensktvatten.se)

Inom SVU-projektet "Säkrare drickvattenförsörjning – motverka föroreningsrisker inom avrinningsområdet" har också en relativt enkel modell utvecklats för beräkning av risker av olycksartade utsläpp av föroreningar i vätskefas vid punktkällor. Modellen har prövats genom att den integrerats i grundutbildningen på Chalmers och framgångsrikt använts i kandidatarbeten. Den ska ses som en första ansats som kan vidareutvecklas när den prövats av flera användare. Modellen är därför fritt tillgänglig för användning och vidareutveckling. Den här typen av beräkningar kan också göras med mer avancerade beräkningsmodeller.

Svenskt Vatten ser den samlade beskrivningen av riskhantering vid föroreningskällor som kan påverka råvattenkvaliteten som ett viktigt underlag för medlemmarna vid kontakter med verksamheter som kan innebära risk, med miljökonsulter och med kontrollmyndigheter. Den presenterade modellen är ett exempel på hur riskerna kan kvantifieras. Svenskt Vatten tar inte ställning till om just denna modell är den lämpligaste för olika utsläppsscenarier där riskerna behöver kvantifieras.

Stockholm 19 februari 2010

Svenskt Vatten



# Förord

Göta älvs vattenvårdsförbund utförde 2003 en inventering av risker för Göta älv, vattentäkt för 700 000 brukare i Göteborgsregionen. Slutsatsen var att trots den stora mängden risker för älven var få riskanalyser genomförda, och ingen med fokus på älven som vattentäkt. Detta gjorde det svårt att avgöra vilka risker som utgjorde det största hotet för vattentäkten, och därmed var riskreducerande åtgärder effektivast skulle kunna sättas in, samt hur stor den sammanlagda risken för förorening av råvattnet var. En metodik för riskanalyser med avseende på råvattenkvalitet behövdes.

Projektet har utförts i samverkan mellan Göteborgsregionens kommunalförbund (GR), Chalmers tekniska högskola, Göteborgs stad, Göta älvs vattenvårdsförbund samt Länsstyrelsen Västra Götaland. Framtagandet av riskberäkningsmodellen har gjorts inom ramen för ett examensarbete av Björn Larsson vid Chalmers, med handledning och vidare bearbetning av modell och text av Lars Rosén, biträdande professor vid avdelningen för Geologi och geoteknik. Olof Bergstedt på Göteborg Vatten har stöttat med förslag och synpunkter under hela projektet. Johan Åström, doktorand vid avdelningen Vatten miljö teknik vid Chalmers, var vänlig nog att hjälpa till med inhämtande och sammanställning av uppgifter kring internationella råvattenkrav.

Till projektet har också varit knuten en referensgrupp bestående av Lennart Lagerfors, GR, Agneta Sander, Kretsloppskontoret Göteborgs stad, Göran Andersson, Eka Chemicals Bohus, Britt-Inger Norlander, Kungälv kommun, samt Hans Oscarsson, länsstyrelsen Västra Götaland. Finansiärer har varit Svenskt Vatten Utveckling samt ingående projektorganisationer. Tack alla inblandade för all hjälp och uppmuntran, samt visad förståelse för förändringar och förseningar.

Göteborg, december 2009

Joanna Friberg

# Innehåll

|                                                                |           |
|----------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Förord från Svenskt Vatten .....</b>                        | <b>3</b>  |
| <b>Förord.....</b>                                             | <b>5</b>  |
| <b>Sammanfattning.....</b>                                     | <b>8</b>  |
| <b>Summary .....</b>                                           | <b>9</b>  |
| <b>1 Introduktion .....</b>                                    | <b>10</b> |
| 1.1 Bakgrund .....                                             | 10        |
| 1.2 Mål och avgränsningar .....                                | 11        |
| <b>2 Riskhanteringsprocessen .....</b>                         | <b>13</b> |
| 2.1 Riskanalys .....                                           | 14        |
| 2.2 Riskvärdering.....                                         | 16        |
| 2.3 Riskreduktion och kontroll .....                           | 17        |
| 2.4 Rapportering och kommunikation .....                       | 17        |
| <b>3 Riskinventering .....</b>                                 | <b>19</b> |
| 3.1 Identifiering av riskobjekt .....                          | 19        |
| 3.2 Vanliga metoder för identifiering och analys av risker ... | 20        |
| 3.3 Identifiering av skyddsobjekt.....                         | 22        |
| 3.4 Sammanställning av risk och skyddsobjekt .....             | 23        |
| <b>4 Råvattenkvalitet .....</b>                                | <b>24</b> |
| 4.1 Sårbarhetsanalys .....                                     | 24        |
| 4.2 Risker för dricksvattenproduktion .....                    | 24        |
| 4.3 Råvattenkvalitetskrav .....                                | 26        |
| <b>5 Modell för riskberäkning av olycksartade utsläpp..</b>    | <b>34</b> |
| 5.1 Inledning.....                                             | 34        |
| 5.2 Konceptuell modell .....                                   | 35        |
| 5.3 Objektdata .....                                           | 37        |
| 5.4 Steg 1: Riskkällan .....                                   | 38        |
| 5.5 Steg 2: Egenskaper i ytvattendrag .....                    | 40        |
| 5.6 Steg 3: Spridning .....                                    | 43        |
| 5.7 Steg 4: Halter och risknivåer.....                         | 47        |
| 5.8 Osäkerhetsanalys – statistisk simulering .....             | 55        |
| 5.9 Uppskattning av risknivå.....                              | 56        |
| 5.10 Redovisning av risknivå och halter.....                   | 57        |



|          |                                                                                                                                                                                             |           |
|----------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>6</b> | <b>Diskussion och slutsatser.....</b>                                                                                                                                                       | <b>59</b> |
|          | <b>Referenser .....</b>                                                                                                                                                                     | <b>61</b> |
|          | <b>Litteratur .....</b>                                                                                                                                                                     | <b>61</b> |
|          | <b>Personligt meddelande.....</b>                                                                                                                                                           | <b>62</b> |
|          | <b>Bilaga 1 Exempel på enkätutformning för riskidentifiering</b>                                                                                                                            |           |
|          | <b>Bilaga 2 Formulär för beräkningsmodell</b>                                                                                                                                               |           |
|          | <b>Bilaga 3 Hydrogeologiska typmiljöer</b>                                                                                                                                                  |           |
|          | <b>Bilaga 4 Exempel med tillämpning av beräkningsmodellen i<br/>Göta älv. Kandidatarbete utfört vid Chalmers våren 2009 av<br/>Christine Enerhall, Terese Salomonsson och Emma Stenmark</b> |           |
|          | <b>Bilaga 5 Beräkningsmodell RiskA, Excel-fil</b>                                                                                                                                           |           |

Obs! Bilagorna ligger i separata delar från rapport.

# Sammanfattning

Ett bra råvatten ger förutsättning för ett bra dricksvatten. Många vattentäkter utsätts för olika risker för förorening, och många av dessa risker saknar riskanalyser. I de fall riskanalys finns är de ofta inte gjorda med fokus på råvattenkvalitet, och analyser för olika risker är utförda enligt olika metoder, vilket gör det svårt att jämföra olika risker och därmed var åtgärder ger störst effekt för en säkrare dricksvattenproduktion.

Detta projekt har inriktats på att undersöka hur riskanalyser för vattentäkter kan utformas för att olika risker ska kunna jämföras med varandra och kunna ge en samlad riskvärdering. En metodik har utvecklats där ett ramverk för riskhanteringsprocessen skapats samt de ingående delmomenten i riskanalysen identifierats och preciserats. Riskhantering innefattar identifiering av faror, bedömning av risker, värdering av risker, riskreducerande åtgärder samt riskkommunikation.

För en vattentäkt kan olika risker identifieras och kategoriseras genom en genomgång av verksamheter och markanvändning inom tillrinningsområdet. Som underlag för en sådan kartläggning kan befintlig information hos myndigheter och verksamheter användas. För beräkning av risknivåer krävs inhämtning av uppgifter kring varje riskobjekt såsom hantering av förorenande ämnen, befintliga säkerhetssystem samt förutsättning för spridning av föroreningar mellan riskkälla och vattentäkt. Som underlag för sannolikhetsbedömningar för riskhändelser används dels mätningar och statistik, och dels erfarenhetsmässiga bedömningar.

Ett mått på oacceptabel påverkan på vattentäkten måste fastställas för att risker ska kunna värderas. Vattenverkens rening är utformad efter råvattenkvaliteten vid normalsituationen. Vid riskanalys undersöks avvikelser från normalsituationen, då skyddsbarriärerna i vattenverken inte räcker till. Förslag på råvattenkvalitetskrav har därför tagits fram inom projektet.

En modell har utvecklats för riskberäkning för ytvattentäkter med avseende på olycksartade utsläpp av föroreningar inom ett avrinningsområde. Beräkningsmodellens uppbyggnad och olika steg beskrivs i rapporten. Modellen ger en bedömning av risknivån för att ett specifikt råvattenkrav inte är uppfyllt för varje föroreningskälla. Den kan därför användas för att jämföra olika risker med varandra samt för att bedöma den totala riskbelastningen från ett avrinningsområde. Genom att simulera förändringar till följd av planerade åtgärder vid olika riskkällor kan olika åtgärder jämföras för prioritering av riskreducerande åtgärder.

Modellen har vid tillämpning inom kandidatarbeten vid Chalmers tekniska högskola visat sig vara praktiskt användbar. Den har begränsningar vad gäller vilka typer av ämnen och riskkällor som kan hanteras, men utgör en grund för utveckling av en mera fullständig riskanalysmodell.

## Summary

Good raw water gives the prerequisites for good drinking water. For many drinking water sources there are several different risks for contamination, and many of these risks have not been analysed. If a risk analysis has been made, the raw water quality is often not the focus of the analysis, and different methods of risk analysis are often used for different risks, making risk comparison difficult. The focus of this project has been to examine how risk analyses for drinking water sources can be designed in order for different risks to be compared to each other and to give a valuation of the overall risk.

A survey of industry, activity and land use within the catchment area of a water source can help identify and categorise the risks for contamination. The survey can be based on information available from public authorities. Information on contaminating substances, safety systems and environmental conditions around the source of the risk, must be collected in order to calculate the risk level for each object. Measurements and statistics, but also estimates based on experience, can be used in order to assess the probability for hazardous events.

In order to be able to value the risks of contamination, a level of unacceptable contamination of the water source must be established. The treatment in water plants is designed on the basis of the quality of the raw water in a normal situation. A risk analysis examines deviations from the normal situation, at which point the barriers in the plant may not be enough. A raw water quality standard has therefore been proposed in this report.

A model for calculating the level of risk for a surface water source to be contaminated by a sudden hazardous event within the catchment area has been developed. The structure and the different steps of the model are described in the report. The model gives an assessment of the probability for a raw water quality standard to be surpassed for every hazardous event. Therefore it can be used in order to compare different risks to each other, and also to value the overall risk for contamination. By simulating changes because of planned preventive measures, the different measures can be compared in order to prioritise between different preventive measures.

The model has been applied within a bachelor report at Chalmers University of technology, and was proven to be usable. It has limitations concerning which types of substances and sources of contamination that can be handled within the model, but it constitutes a foundation upon which a more complete model of risk analysis can be developed.

# 1 Introduktion

## 1.1 Bakgrund

”Vatten är ingen vara vilken som helst utan ett arv som måste skyddas, försvaras och behandlas som ett sådant.” Detta huvudmotiv för införandet av det europeiska ramdirektivet för vatten stämmer väl överens med inriktningen för de svenska kommunernas arbete med vatten- och avloppsfrågor. Syftet med direktivet är att både skydda och förbättra statusen hos de akvatiska ekosystemen samt att främja en hållbar vattenanvändning. Den stora betydelsen av att skydda vatten som används för uttag av dricksvatten framgår bland annat genom att detta tas upp i en egen artikel i direktivet. Direktivet utgår från att arbetet ska bygga på de lokala förhållandena i avrinningsområdet. I direktivet anges att det finns ett behov av att förebygga eller minska konsekvenserna av oavsiktliga föroreningar av vatten. I *Klart som vatten – Betänkande av Utredningen svensk vattenadministration SOU 2002:105* föreslogs att vattenmyndigheterna inom sina respektive vattendistrikt skall följa upp beredskapsläget för vattenförsörjningen och genomföra årliga risk- och sårbarhetsanalyser.

En tidigare studie som genomförts av Göta älvs vattenvårdsförbund i samverkan med Göteborgs va-verk, Chalmers med flera innehåller en inventering av riskobjekt vid ytvattentäkten Göta älv samt en sammanställning av de riskanalyser som finns för dessa riskobjekt. Undersökningen visar att det saknas riskanalyser för många risker som kan påverka dricksvattnet. Riskanalyser av enskilda objekt vid vattentäkter genomförs ofta, men samlade värderingar av risker för vattentäkter saknas, och de riskanalyser som finns för olika riskobjekt har inte fokus på råvattenkvalitet. Dessutom utförs de olika riskanalyserna enligt olika modeller vars resultat inte alltid är jämförbara med varandra. Detta gör det svårt att bestämma vad som utgör de största riskerna för råvattenkvaliteten och därmed var åtgärder skulle ge störst effekt för en säkrare dricksvattenproduktion.

För att uppfylla intentionerna i ramdirektivet och verka för en ökad säkerhet i dricksvattenförsörjningen finns ett stort behov av att utveckla en metodik för riskanalyser av råvatten. Erfarenheter från olika typer av riskanalyser bör användas som grund för att utveckla en sådan metodik. En välgrundad riskanalysmetodik för råvatten skulle medföra att riskanalyserna skulle kunna genomföras på ett enhetligt sätt inom avrinningsområden. Därmed möjliggörs korrekta jämförelser av risker från olika hot och en effektiv prioritering av skyddsåtgärder.

Riskhantering med avseende på råvattenskydd bör ske med utgångspunkt från avrinningsområden och ta hänsyn till riskerna med både kemiska och mikrobiologiska föroreningar. Dricksvattendirektivet, liksom amerikanska och andra bestämmelser om dricksvattenkvalitet och säkerhet, bygger på riktlinjer från Världshälsoorganisationen (WHO). Riktlinjerna för dricksvatten från WHO (2004) anger inte bara acceptabla halter för olika ämnen. Tyngdpunkten ligger istället på risk-

hantering. Den allvarligaste risken i svensk vattenförsörjning bedöms av Livsmedelsverket vara vattenburen smitta. Dessutom är den mycket varierande hotbilden med transporter av olika slag, industriell verksamhet och avlopps- och dagvattenhantering mycket viktig.

För att kunna värdera olika risker för råvatten måste det finnas någon form av råvatten-kvalitets-krav att utgå från. I och med att Sveriges nya dricksvattenföreskrift trädde i kraft 2003 upphörde råvattenkraven i Sverige att gälla. I den tidigare dricksvattenkungörelsen fanns kvalitetskrav för råvatten från ytvattentäkter inklusive mikrobiologiska indikatororganismer. I den nya dricksvattenföreskriften ingår inga råvattenkrav. De tidigare råvattenkraven byggde på det europeiska råvattendirektivet som gällde fram till 2007. Det idag gällande europeiska ramdirektivet för vatten framhåller i allmänna ordalag betydelsen av god råvattenkvalitet, men anger inga konkreta krav.

## **1.2 Mål och avgränsningar**

Vattendirektivet bygger på principen om förorenarens ansvar och för verksamheter lokaliserade vid vattentäkter är riskanalyser ett användbart verktyg för att minimera påverkan på tåkten. Många företag och kommuner använder sig idag av riskanalyser för att kunna utföra sin verksamhet på ett så säkert sätt som möjligt. Dessa riskanalyser fokuserar dock på arbetsmiljö, liv och miljöpåverkan, men sällan på råvattenkvalitet. En mall för riskanalyser med avseende på råvattenkvalitet skulle vara relevant för alla verksamheter som potentiellt kan påverka vattentäkter.

Syftet med projektet har varit att studera hur riskanalyser kan utformas för att olika risker skall kunna jämföras med varandra, och hur riskanalyser för enskilda objekt kan användas för att göra en samlad riskvärdering för en vattentäkt. Studien omfattar även en diskussion om råvattenkvalitetskrav som måste ligga till grund för värdering av risker för vattentäkter. Målet är att skapa en mall för hur riskanalyser med avseende på råvatten bör se ut så att de blir jämförbara, samt kan ge en samlad värdering av de risker som kan förekomma inom ett avrinningsområde.

Projektet har inriktats på metodutveckling för riskanalys med avseende på råvattenkvalitet genom att skapa ett ramverk över gången i riskhanteringsprocessen samt vilka de ingående delmomenten i riskanalysen är. Inom projektet har en riskberäkningsmodell tagits fram, som ett verktyg för riskhantering inom avrinningsområden. Tillsammans med en GIS-applikation kan beräkningsmodellen användas vid riskhanteringsarbetet, för att visualisera resultaten och förenkla riskbedömningen. Det är dock ingen färdig riskhanteringsmodell som presenteras utan ett underlag som kan vara utgångspunkt i arbetet med att hantera risker för avrinningsområden.

För beräkningsmodellen används de förslag på råvattenkvalitetskrav som tagits fram inom projektet. Den kan dock enkelt modifieras så att andra riktvärden används. Endast föroreningshalter orsakade av plötsliga händelser med utsläpp från punktkällor beräknas. Modellen är utvecklad för kemiska utsläpp snarare än mikrobiologiska föroreningar

då till exempel avdödning ej är medtagen i beräkningen. Beräkningsmodellen är utvecklad för ytvattentäkter och är kopplad till rinnande vatten, men genom att infoga ytterligare spridningsmodeller kan den även appliceras för sjöar.

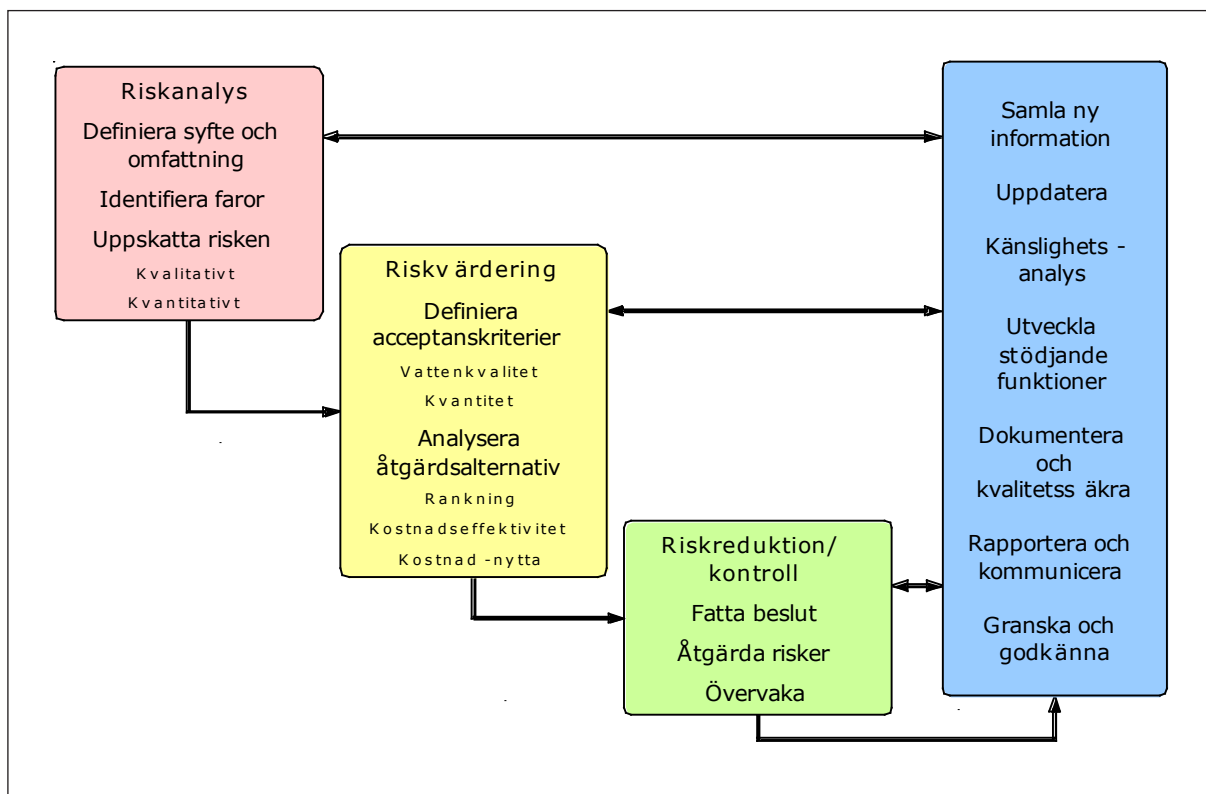
En aktuell fråga är klimatförändringarnas påverkan på vattentäkter. Med en förhöjd medeltemperatur och ökad nederbörd kan avrinning och vattenkvalitet för både yt- och grundvatten komma att förändras. Samtidigt kan sannolikheten för vissa riskhändelser såsom översvämning, skred och saltvattenuppträngning öka på grund av ett förändrat klimat. Metoden tar ingen särskild hänsyn till klimatförändringar, men många av riskerna som uppstår vid ett förändrat klimat ryms inom ramen för modellen.

I rapporten används råvattentäkten Göta älv som exempel vid flera tillfällen. En av utgångspunkterna för arbetet har varit den inventering av riskobjekt och riskanalyser för Göta älv som Göta älvs vattenvårdsförbund tagit fram (Göta älvs vattenvårdsförbund, 2006). Göta älv utgör dricksvattentäkt för närmare 700 000 personer, och är en råvattenkälla med låga halter förorenande ämnen. Göta älv är samtidigt utsatt för många risker på grund av älvens många användningar, såsom farled, recipient och kraftkälla, samt på grund av de många olika verksamheter som är lokaliserade till Göta älvs dalgång.

## 2 Riskhanteringsprocessen

Hantering av risker med avseende på dricksvattenförsörjningen bör utföras inom en strukturerad och konsekvent genomförd riskhanteringsprocess, enligt den väl utvecklade och internationellt accepterade generella process som bland annat beskrivs av Räddningsverket (2001; 2003). Inom dricksvattenområdet har det internationellt beskrivits flera olika ramverk och metoder för riskhantering. Världshälsoorganisationen (WHO) beskriver betydelsen av att arbeta förebyggande med en strukturerad hantering av risker, se WHO (2004) och Davison (2005). Inom olika forskningsprojekt och nationella arbeten har betydelsen av riskhantering beskrivits, se exempelvis CCME (2004), IWA (2003) och Rosén et al. (2007a).

Riskhantering bör innefatta hela kedjan, från beskrivning av *syfte och omfattning*, via *identifiering av faror och uppskattning av risker* till *värdering av risker, beslut om genomförande av riskreducerande åtgärder* samt *rapportering och riskkommunikation*, se Figur 2-1. Riskanalys är således en del av den mer omfattande riskhanteringsprocessen för att bevaka förändringar i hotbild samt jämföra, föreslå och genomföra åtgärder som syftar till att minska riskerna. Figur 2-1 har utarbetats av Rosén et al. (2007a) och är baserad på den i internationell litteratur vanligt förekommande beskrivningen av IEC (1995). För en mera ingående beskrivning av riskhantering i dricksvattensystem hänvisas till Rosén et al. (2007a).



Figur 2-1 Riskhanteringsprocessen (efter Rosén et al., 2007a).

## 2.1 Riskanalys

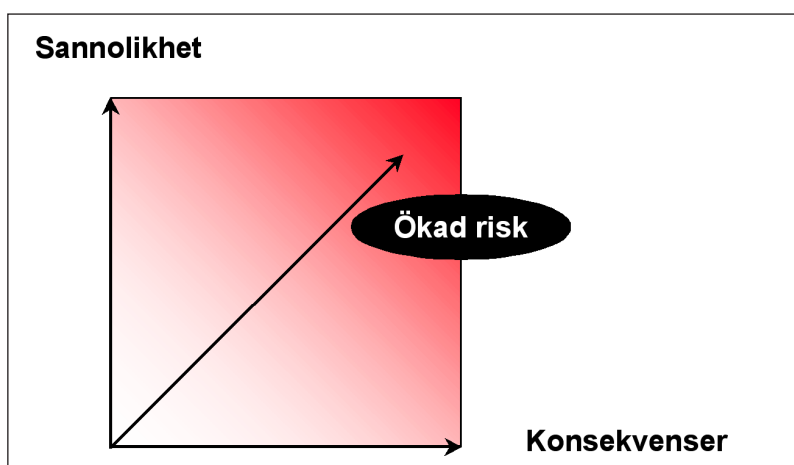
Inledningsvis klargörs syftet med riskhanteringsprocessen och en lämplig ambitionsnivå beskrivs. Ett viktigt moment i denna del av processen är att förankra arbetet inom hela organisationen, så att alla berörda människor inser nyttan med att arbeta med riskhantering.

Från början i riskhanteringsarbetet bör också kriterierna för att värdera risker diskuteras och läggas fast, se avsnitt 2.2 nedan. Arbetets omfattning måste definieras utifrån uppsatta mål och med hänsyn tagen till tillgängliga resurser.

*Identifiering av faror* är en grundläggande del av riskanalysarbetet. Faror kan vara anläggningar eller verksamheter som innebär en risk. Ibland benämns detta arbete också riskinventering. Inom ett avrinningsområde kan exempelvis ett avloppsreningsverk eller en lagringsplats för fordonsbränsle utgöra faror. I en del sammanhang benämns de anläggningar eller verksamheter som orsakar risk för *riskobjekt* eller *riskkälla*.

För att något skall kunna utgöra en fara måste någon eller något utsättas för denna fara. Möjliga mottagare som kan exponeras för faran benämns ibland *skyddsobjekt*. Skyddsobjekt är "mottagaren" som utsätts för risk. I dricksvattensammanhang kan det vara konsumenterna eller vattentäkten i egenskap av en anläggning som utgör skyddsobjekt.

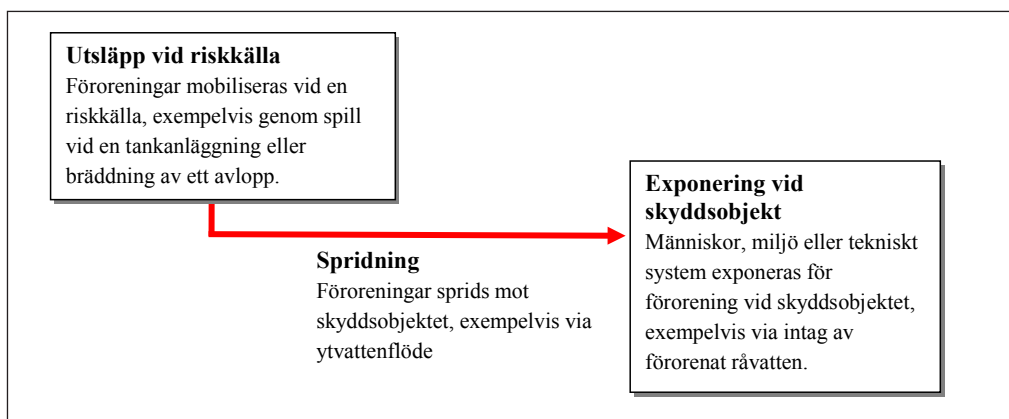
Risken definieras normalt som en sammanvägning av *sannolikhet* och *konsekvens* av påverkan på ett skyddsobjekt. Figur 2-2 illustrerar en s.k. *riskmatris*, vilken ofta används för att illustrera risken som en funktion av sannolikhet och konsekvens. *Riskenivån* bestäms således av hur sannolika de olika händelserna är samt konsekvensernas omfattning. I andra sammanhang kan andra definitioner på risk förekomma. I denna rapport definieras risken som sannolikheten att konsekvensen *oacceptabel råvattenkvalitet* skall uppstå. Detta är i analogi med exempelvis definitioner som är vanliga inom hälsoriskbedömningar där risken normalt sett definieras som sannolikheten för ett specifikt sjukdomstillstånd eller dödsfall. I en mera detaljerad riskanalys kan en fördjupad analys av konsekvenserna av oacceptabel råvattenkvalitet göras.



Figur 2-2 Riskmatris.



Beroende på syftet med analysen och det tillgängliga underlagsmaterialet kan risknivån bestämmas kvalitativt eller kvantitativt. I denna skrift beskrivs en metodik som omfattar en kvantifiering av sannolikheter för händelsen att oacceptabel råvattenkvalitet skall uppstå vid råvattenintaget till en vattentäkt. Centralt i riskanalysen är att beakta händelsekedjan *utsläpp* → *spridning* → *exponering*, se Figur 2-3. En systematiskt genomförd riskanalys ger utifrån detta synsätt viktig information av var i händelsekedjan riskreducerande åtgärder, exempelvis i form av olika typer av barriärer, bör sättas in för att vara mest effektiva.



Figur 2-3 Principiell händelsekedja för risker från utsläpp av förorenande ämnen.

I riskanalysen tas hänsyn till det faktum att det ofta inte säkert går att avgöra huruvida utsläpp, spridning eller exponering av föroreningar kan ske vid en specifik riskkälla. Ofta är informationen om platsen bristfällig, varför det istället är rimligt att försöka bedöma hur sannolik en viss händelse är, snarare än att definitivt avgöra huruvida en viss händelse kommer att ske eller ej.

*Sannolikheten för påverkan* på skyddsobjektet är därför en funktion av alla de händelser vid riskkällan, längs spridningsvägar och vid skyddsobjektet som kan leda till att en påverkan uppstår. Skattning av sannolikheter för oönskade händelser, exempelvis utsläpp av farliga ämnen, sker utifrån en kunskap om de tekniska, mänskliga och naturgivna faktorer verkar inom denna händelsekedja.

*Konsekvensen av påverkan* kan vara hälsoeffekter, ekologiska effekter och skador på tekniska system men också restriktioner i användning av naturresurser, exempelvis minskad möjlighet för användning av råvatten. Konsekvenserna kan också mätas i ekonomiska termer.

Bedömning av konsekvenser sker genom uppskattning eller beräkning av effekter på skyddsobjekt av den oönskade händelsen eller händelsekedjan. För vissa typer av konsekvensbedömningar finns datorstödd och beräkningsmodeller att tillgå. Exempelvis kan nämnas modeller för föroreningars transport i grundvatten och modeller för effekter på människor från exponering för olika ämnen.

## 2.2 Riskvärdering

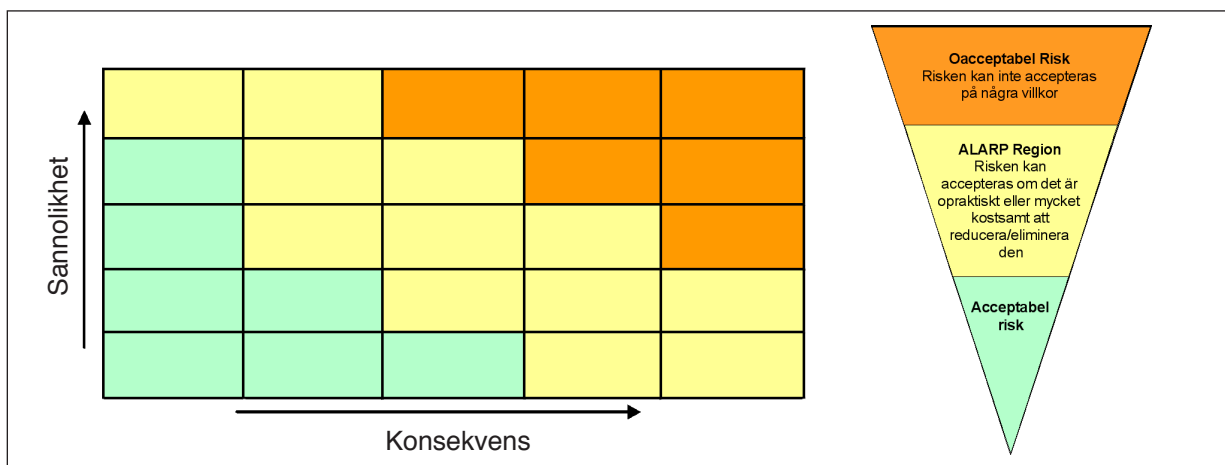
Värdering av risk innebär att en beräknad eller på annat sätt bedömd risk ska vägas samman med enskilda individers och samhällsrepresentanters upplevelse av den aktuella risken. Värdering av risker kan ske på individ-, organisations- och samhällsnivå.

Värdering av risker och beslut baserade på risknivåer är oftast komplicerade på grund av den mångdimensionella karaktären av riskerna. Exempelvis kan osannolika händelser med allvarliga konsekvenser behöva värderas mot mer sannolika händelser med mindre allvarliga konsekvenser. *Riskkriterier* kan i sådana fall ge vägledning för denna värdering. Riskkriterier har en stor betydelse när det gäller att *kommunicera* resultat från riskanalyser till beslutsfattare och allmänhet. För att kriterierna skall fylla denna uppgift är det väsentligt att det i samhället finns en gemensam ståndpunkt beträffande dessa kriteriers utformning och tillämpning.

Några principer eller allmänna utgångspunkter för utformning av riskkriterier är:

- *Rimlighetsprincipen*: En verksamhet bör inte innebära risker som med rimliga medel kan undvikas eller minskas. Detta innebär att även små risker ska åtgärdas om det kan ske med tekniskt och ekonomiskt rimliga medel.
- *Proportionalitetsprincipen*: De totala risker som en verksamhet medför bör inte vara oproportionerligt stora i förhållande till nyttan (intäkter, produkter, tjänster etc.) som verksamheten medför.
- *Principen om undvikande av katastrofer*: Riskerna bör hellre realiseras i händelser med begränsade konsekvenser, som kan hanteras av samhällets tillgängliga räddningsresurser, än i stora katastrofer.

I Sverige finns för närvarande inga vedertagna riskkriterier som anger vad som kan anses "acceptabelt". Det är alltid beslutsfattaren som måste bedöma hur risker skall hanteras och värderas. Olika beslutsfattare kan beroende av vilken organisation de tillhör ha olika sätt att förhålla sig till och värdera risker. En princip som ger uttryck för en indelning i tre olika acceptansnivåer för risk och som har blivit vanligt förekommande är den så kallade ALARP (As Low As Reasonably Practicable), se Figur 2-4.

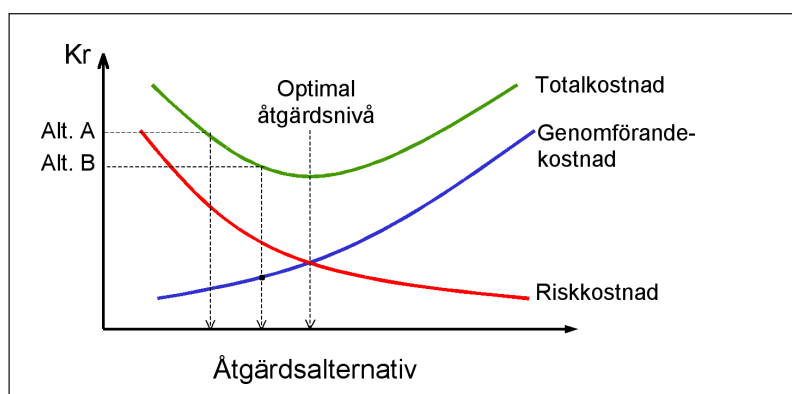


Figur 2-4 Riskmatris med redovisning av acceptabla och ej acceptabla risknivåer.

Enligt ALARP finns ett intervall mellan helt oacceptabel risknivå och acceptabel risknivå, där jämförelser av olika insatser för att minska riskerna kan utföras. Generellt måste riskacceptans diskuteras tidigt i projektet och syfta till att i samråd med berörda intressenter definiera acceptabla risknivåer.

Under senare år har ekonomisk värdering av miljö- och hälsorelaterade risker kommit att diskuteras alltmer, i avsikt att få ett riskhanteeringsarbete som utnyttjar tillgängliga ekonomiska resurser så bra som möjligt. Detta avspeglas också exempelvis i Miljöbalkens allmänna hänsynsregler (2 kap), som säger att miljönyttan av en miljöskyddsåtgärd skall stå i rimlig proportion till kostnaderna för åtgärden.

Ur ett strikt ekonomiskt perspektiv kan valet av riskreducerande åtgärder beskrivas enligt Figur 2-5. Ofta har faktorer som inte kan värderas i ekonomiska termer en stor inverkan på de beslut som fattas men den ekonomiska värderingen utgör alltmer en viktig del i val och utformning av miljöskyddsåtgärder i samhället (se exempelvis Rosén et al., 2008a). Det är dock viktigt att påpeka att den ekonomiska riskvärderingen endast utgör en av flera delar i beslutsunderlaget. För en mera utförlig diskussion kring riskvärdering, se exempelvis Räddningsverket (1997; 2001) eller Rosén et al. (2008; 2009).



Figur 2-5 Principerna för värdering av åtgärders kostnader i förhållande till den riskreduktion de medför.

## **2.3 Riskreduktion och kontroll**

Utgångspunkten för riskreduktion är att vi antingen kan eliminera risken (exempelvis ta bort riskkällan eller möjliga spridningsvägar helt) eller reducera risken. Reduktion av risken kan åstadkommas genom att reducera sannolikheten för händelsen och/eller konsekvensen av händelsen. Riskreducerande åtgärder kan alltså vara förebyggande, skadebegränsande eller kombinationer av dessa.

För att eventuella riskreducerande åtgärder ska ha önskvärd effekt är det viktigt att de är riktade mot orsakerna till väsentliga skadehändelser. En systematisk riskanalys som fokuserar på de händelseförlopp som kan leda fram till en påverkan ger därför ett nödvändigt underlag för var i händelsekedjan åtgärder bör genomföras samt av vilken typ de bör vara. Val och utformning av riskreducerande åtgärder ligger utanför metodiken som beskrivs i denna rapport.

## **2.4 Rapportering och kommunikation**

Riskhantering är en kontinuerlig process som hela tiden utvecklas och förbättras, i takt med att ny kunskap tillförs. För att få förståelse för riskhanteringen måste kommunikationen med andra berörda intressenter, såsom myndigheter, allmänhet, markägare och intresseorganisationer, vara tydlig och välgrundad. Kommunikationen sker lämpligen genom att tydligt informera berörda intressenter om hur riskhante-ringsarbetet avses att genomföras och att riskbedömningarna görs så öppna och transparenta som möjligt. Det är också viktigt att noga beakta de synpunkter som inkommer. Om exempelvis avvikande be-dömningar om specifika delar i riskbedömningen inkommer kan dessa belysas genom att undersöka hur de skulle påverka resultatet i riskbe-dömningen. Genom att arbeta med en väl strukturerad riskmodell kan effekterna av olika bedömningar analyseras och kommuniceras på ett tydligt sätt.

## 3 Riskinventering

### 3.1 Identifiering av riskobjekt

Första steget i en riskanalys för en vattentäkt är en kartläggning av alla riskobjekt som kan utgöra hot mot råvattenkvaliteten. Som underlag för en sådan inventering används främst befintlig information hos myndigheter och verksamheter. För att identifiera potentiella riskobjekt för en vattentäkt krävs en genomgång av alla verksamheter och all markanvändning inom tillrinningsområdet.

Olika myndigheters register bör utgöra en hjälp i arbetet med att identifiera riskobjekt. Verksamheter som bedöms miljö- och hälsofarliga enligt miljöbalken finns registrerade hos respektive tillsynsmyndighet. Kartläggning och klassificering av förorenad mark finns tillgänglig från Länsstyrelsen. Information kring transporter av farligt gods och olycksstatistik kan erhållas från respektive transportverk. Riskbedömning för översvämningar och skredhändelser görs ofta av kommuner, alternativt av SMHI respektive SGI. För exemplet Göta älv kan man utgå från Göteborg Vattens avvikelserapportering för råvatten och intagsstängningar för att få frekvenser på vanliga händelser.

För att avgöra om ett objekt utgör en risk bör verksamhetens art och storlek beaktas. Den information som behövs kan inhämtas dels om verksamheten har tagit fram en miljökonsekvensbeskrivning eller utfört en riskanalys, och dels genom ett enkätförfarande. Ett förslag på hur en sådan enkät kan vara utformad har tagits fram inom projektet, se bilaga 1. Utifrån enkäten eller verksamhetens riskanalys görs en bedömning om risk för påverkan på vattentäkten kan ske.

En viktig aspekt i identifieringen av riskobjekt för vattentäkter är att risken ofta är mer kopplad till ett händelseförlopp än ett statiskt tillstånd. Ett område med förorenad mark som sakta lakas ur utgör ingen stor risk att ett gränsvärde för vattenkvalitet plötsligt skall överskridas. Däremot kan en sluten tank med ett hälsofarligt ämne som inte har någon koppling till vattentäkten utgöra en stor risk, eftersom ett felaktigt handhavande eller en plötslig olycka kan skapa ett stort utsläpp till vattentäkten med en hög koncentration av det hälsofarliga ämnet. På samma sätt kan den förorenade marken utgöra en större risk om området är skredbenäget eller om det utsätts för exploatering eller sanering.

För en ytvattentäkt kan riskbilden bli mycket splittrad på grund av många olika användningsområden, såsom kraftkälla, vattentäkt, transportled, recipient för avloppsvatten mm. Risker uppstår på grund av både naturliga förhållanden och mänsklig påverkan och olika riskobjekt ger upphov till olika typer av risker. En kategorisering av de risker som identifierats kan ge stöd i det fortsatta riskhanteringsarbetet. Ett exempel på kategorisering av risker utgår från utsläppets art, se Figur 3-1.

|               | Punktvisa                                                                                                                                                                                                                                                 | Diffusa                                                                                                                                                                                             |
|---------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Tillfälliga   | Dammbrott<br>Broras<br>Olycksrelaterade utsläpp, industri<br>Olycksrelaterade utsläpp, väg-/bantrafik<br>Olycksrelaterade utsläpp, sjöfart<br>Olycksrelaterade utsläpp, hamnverksamhet<br>Bräddning avloppsvatten<br>Dumpning av muddermassor<br>Sabotage | Skred<br>Underhållsmuddring<br>Översvämning förorenad mark<br>Översvämning jord-/skogsbruksmark                                                                                                     |
| Kontinuerliga | Kontinuerliga utsläpp, avloppsvatten<br>Exploatering förorenade markområden                                                                                                                                                                               | Otillåtna och tillåtna utsläpp, sjöfart<br>Erosion och slamtransport<br>Urlakning förorenad mark<br>Avrinning deponier<br>Däck-/vägslitage<br>Avrinning jord-/skogsbruk<br>Nedfall luftföroreningar |

Figur 3-1 Inventering och kategorisering av riskobjekt för vattentäkter utifrån vilken typ av risk de kan ge upphov till.

## 3.2 Vanliga metoder för identifiering och analys av risker

Risikanalys innebär en systematisk genomgång av ett system och en identifiering av riskkällor, orsaker och kritiska tillstånd samt i många fall även en riskvärdering. Syftet är att risker skall uppmärksammas så att brister kan åtgärdas. Riskanalyser kan gälla tekniska system eller vara administrativt inriktade, för att granska system, rutiner med mera. Granskningar kan göras av befintlig verksamhet, projekt eller ändringar. Det finns många riskanalysmodeller, till exempel för ekonomiska risker, ekologiska risker och hälsorisker. Nedan redovisas några metoder som är lämpade för att analysera tekniska system.

### 3.2.1 Grovanalys – "Preliminary hazard analysis"

Grovanalys är en metod som översiktligt identifierar tänkbara skadehändelser. Med hjälp av en grov bedömning av sannolikhet och konsekvenser kan metoden användas som verktyg för prioritering av olika riskkällor. Metoden ger en lista över riskkällor samt en erfarenhetsbaserad subjektiv värdering av riskerna, se Tabell 3-1. Exempel på uppgifter som kan utgöra underlag för grovanalysen är kemikalier som hanteras, processer, schematiska flödesscheman, en anläggnings placering, utformning och utrustning. Erfarna personer kan genomföra en grovanalys med små insatser jämfört med andra mer genomgripande riskanalysmetoder.

Sannolikhet och konsekvens bedöms ofta enligt en fem-gradig skala. Exempel på sannolikhetsbedömning kan då vara 1 vilket betyder att sannolikheten är lika med eller mindre än en gång på 1000 år medan sannolikhetsbedömning 5 betyder en sannolikhet större än eller lika med en gång per år. På samma sätt betyder konsekvensbedömning 1 att konsekvenserna är små medan konsekvensbedömning 5 betyder katastrofala konsekvenser.

Tabell 3-1 Exempel på protokoll för grovanalys.

| Skadehändelse          | Orsak     | Konsekvens    | Riskvärdering |      | Åtgärd                |
|------------------------|-----------|---------------|---------------|------|-----------------------|
|                        |           |               | Kons          | Sann |                       |
| 1 Överfyllning av tank | Ventilfel | Utflode       | 2             | 4    | Nivåalarm, invallning |
| 2 Brott på ledning     | Korrosion | Vätskeutsläpp | 3             | 2    | Byt material          |
| 3 Brand i lager        | Elfel     | Stor brand    | 5             | 1    | Byt el-utrustning     |

### 3.2.2 "What if-analys" – vad-händer-om?

Syftet med metoden är att identifiera riskkällor genom att värdera följderna av händelser, inklusive eventuella skador i det analyserade systemet. Metoden innebär en analys av tänkbara avvikelser från normal funktion.

Ett antal delar i ett system väljs ut och studeras, för varje del ställs frågor av typen "vad händer om?", se Tabell 3-2. Frågorna formuleras utifrån erfarenhet och som underlag kan ritningar, flödes- och instrumentdiagram användas. För en anläggning i drift är det lämpligt att rikta uppställda frågor till berörd operatörs- och underhållspersonal. Två eller tre personer med erfarenhet av aktuella system och av enklare säkerhetsgranskningar kan tillämpa metoden. Tidsåtgång är direkt beroende av anläggningens storlek och komplexitet.

Tabell 3-2 Exempel på protokoll för What if-analys.

| Vad händer om...                                       | Konsekvens                                                | Åtgärd                                      | Ansvarig     |
|--------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------|---------------------------------------------|--------------|
| 1 Operatören är ouppmärksam vid fyllning av tank 1004? | Utflode av råvara, max 100 liter, invallning klarar det   | Installera nivåalarm                        | Kalle >v.40  |
| 2 Korrosion på syraledning?                            | Mindre syrautsläpp vid läckage                            | Undersök materialval<br>Egenkontrollsystem  | Gustav >v.48 |
| 3 Lösningsmedel börjar brinna på lagret?               | Pallar och kartonger tar eld, stor brand i hela byggnaden | Se över elsystemet<br>Sektionering av lager | Kalle >v.48  |

### 3.2.3 Operatörsanalys – "Human reliability analysis"

En operatörsanalys identifierar om det förekommer avvikelser i arbetet, i förhållande till gällande rutiner, som kan leda till förhöjd risk. Tillförlitliga operatörsåtgärder är en avgörande förutsättning för säkerheten hos en anläggning. Det är därför viktigt att i en säkerhetsgranskning kunna konstatera att operatörerna har rimliga möjligheter att identifiera och åtgärda risksituationer. Analysen resulterar i en uppställning där givna driftsekvenser beskrivs åtföljda av avvikande operatörsåtgärder som kan leda till förhöjd risk. Orsakerna analyseras och åtgärder föreslås.

Som underlag behövs driftsinstruktioner, inklusive operatörens uppgifter och ansvar vid drift av systemet, samt information om manuella driftsekvenser och hur operatörsåtgärderna påverkar processen.

### 3.2.4 "HAZOP" – risk- och tillförlitlighetsanalys

HAZOP (hazard and operability studies) identifierar avvikelser från avsikten med en konstruktion, som kan leda till förhöjd risk. Vanligen har man ett schema eller ritning som underlag där varje del analyseras. För att hitta riskerna används ofta "brainstorming" i grupp, se exempel i Tabell 3-3.

Tabell 3-3 Exempel på protokoll för HAZOP-analys.

|               |                                                   |
|---------------|---------------------------------------------------|
| Avsikt        | Temperaturen skall hållas mellan 50 och 60 grader |
| Händelse      | För hög temperatur                                |
| Orsak         | Fel på temperaturgivare                           |
| Konsekvens    | Okontrollerad reaktion                            |
| Riskvärdering | Ej acceptabel risk                                |
| Åtgärd        | Dubbla temperaturgivare                           |

### 3.2.5 Fördjupad konsekvensanalys

Vid händelser som kan orsaka stor skada kan en fördjupad konsekvensanalys behövas. Det kan röra sig om utsläpp till vatten eller luft och då bör transport- och spridningsberäkningar ingå, samt bedömningar av skadeverkan och sannolikheter. Det är ett avancerat arbete som kräver speciella resurser och kompetens. Exempel på metoder för konsekvensanalyser är händelseträdsanalys, kvantitativ mikrobiologisk riskanalys (QMRA) och olika processbaserade analysverktyg, såsom transportmodeller för förorenings-spridning eller dos-responsmodeller för human- och ekotoxikologiska effekter.

I denna rapport redovisas nedan en metodik som innehåller en relativt fördjupad analys av konsekvenserna av ett olycksartat föroreningsutsläpp. Modellen beaktar konsekvenserna av olycksartade utsläpp i termer av sannolikheten för att spridning av föroreningar ska kunna ske i sådan omfattning att tillåtna halter i råvattnet överskrids vid en vattentäkt.

## 3.3 Identifiering av skyddsobjekt

Skyddsobjektet måste noga identifieras och karaktäriseras i en riskanalys. Vattenmyndigheterna har samlat information om alla Sveriges större vattenförekomster under arbetet med vattendirektivet. För geologisk information om vattenförekomster och avrinningsområden erbjuder Sveriges geologiska undersökning, SGU, hydrogeologiska kartor och databaser. Information om täktens typ och karaktär, tillrinningsområdets storlek, möjlig uttagsmängd samt vattenkemi och kvalitet är till hjälp vid en sårbarhetsanalys. Kännedom om skyddsobjektets värde och sårbarhet behövs för att kunna göra en konsekvensbedömning.

I enlighet med ramdirektivet för vatten har det genomförts kartläggning, beskrivning och analys av både ytvatten och grundvatten i Sverige.



Syftet med direktivet är att både skydda och förbättra statusen hos de akvatiska ekosystemen samt att främja en hållbar vattenanvändning. Däremot är inte den allvarligaste risken för vattenförsörjning, mikrobiologiska föroreningar, med i vattendirektivet. Skydd mot mikrobiologiska föroreningar kan idag endast ske inom ramen för vattenskyddsområden. Detta medför att endast redan identifierade vattentäkter kan skyddas till fullo, eftersom vattenskyddsområden kan skapas för dem. För att identifiera nya vattentäkter behöver dels de naturgeografiska förutsättningarna undersökas och dels de geografiska avgränsningarna värderas. Sedan måste kapaciteten för varje vattentillgång värderas och miljö- och råvattenkvalitet bedömas. Metodiken beskrivs i en bilaga till Vattenförsörjningsplan för Göteborgsregionen (2003).

Grundvattenanläggningar kan klassas som riksintresse för vattenförsörjning, vilket ger anläggningen ett starkt skydd även när konkurrerande intressen finns. På förslag från Miljöprocessutredningen (SOU 2009:45) skall även själva grundvattentäkten kunna pekas ut som riksintresse. Utredningen konstaterar vidare att både yt- och grundvattentäkter kan vara av nationellt intresse. Ungefär hälften av den kommunala vattenförsörjningen i landet baseras på naturligt eller konstgjort grundvatten, och hälften baseras på ytvatten från sjöar och vattendrag.

### **3.4 Sammanställning av risk- och skyddsobjekt**

Identifiering och kategorisering av yt- och grundvatten enligt vattendirektivet sammanställs av vattenmyndigheten och länsstyrelserna i ett databassystem kallat VattenInformationsSystem Sverige, VISS. Inom VISS samlas data om kartläggning, övervakning, analyser, mål och åtgärder för Sveriges vatten. Systemet är kopplat till ett GIS, och kan kopplas samman med andra databassystem. Ett system som VISS borde kunna användas för att få en överblick över ett avrinningsområde och de risker som identifieras där, för att kunna jämföra olika risker med varandra.

## 4 Råvattenkvalitet

### 4.1 Sårbarhetsanalys

Det är viktigt att framhålla betydelsen av att råvatten för dricksvattenproduktion har så god kvalitet som möjligt. Ett bra råvatten ger förutsättning för ett bra dricksvatten. En grundprincip är att det är bättre att motverka en förorening i tåkten än att införa en beredningsmetod med syfte att eliminera eventuella föroreningar.

Vattenverkens rening är utformad efter råvattenkvaliteten, vilket i sig utgör en sårbarhetsanalys. Skyddsbarriärerna är ofta utformade efter normalsituationen. Vid riskanalys undersöks avvikelser från normalsituationen, då skyddsbarriären inte räcker till. En oacceptabel risk kan därför utgöras av att uppsatta råvattenkvalitetskrav överstigs.

### 4.2 Risker för dricksvattenproduktion

Tiotusentals kemiska ämnen och ett okänt antal smittämnen kan innebära en hälsofara för dricksvattenkonsumenten. För att avgöra vilka ämnen som utgör en reell risk behöver dessa kondenseras till dricksvattenrelevanta ämnen och sedan ytterligare avgränsas, dels för det avrinningsområde som studeras, och dels för den typ av beredning som råvattnet genomgår innan det når dricksvattenkonsumenten.

#### 4.2.1 Ytvattenverk

Med utgångspunkt från riskerna för människors hälsa på grund av föroreningar i dricksvatten, så utgör vattenburen smitta det allvarligaste hotet. Den vanligaste och mest spridda hälsorisken associerad med dricksvatten är mikrobiologiska föroreningar (WHO 2004). WHO har identifierat de klorresistenta parasiterna *Giardia* och *Cryptosporidium* som de allvarligaste smittoriskerna i utvecklade länders ytvattenbaserade dricksvatten. Antalet mikrobiologiska säkerhetsbarriärer i dricksvattenberedningen är avgörande för reduktionen av smittämnen. Effektiviteten hos mikrobiologiska barriärer i ytvattenverk varierar över tiden varför risken för dålig dricksvattenkvalitet ökar med tiden om råvattnet innehåller mikrobiologiska föroreningar. Smittämnen kan utgöras av bakterier, virus och parasiter. Den dominerande spridningsvägen av vattenburen smitta är att avföring från infekterade människor eller djur påverkar råvattentäkter.

När det gäller kemiska ämnen skulle det för en ytvattentäkt kunna vara intressant att kartlägga all hantering av mer än en viss mängd av hälsofarliga ämnen, till exempel med utgångspunkt i kemikalieinspektionens faroklassning (KEMI 2005). Sen måste ämnets specifika egenskaper såsom vattenlöslighet och reaktivitet beaktas. Nästa steg är att se på beredningseffektiviteten i vattenverket, även det beroende på ämnets egenskaper vad gäller laddning och om det är partikelbundet. Slutligen återstår att jämföra möjlig dos med effekt på människa. Halterna kan även jämföras med de tidigare svenska råvattenkraven och

WHO:s riktvärden, samt de prioriterade farliga kemiska ämnen som det tagits fram europeiska miljökvalitetsnormer för i anknytning till ramdirektivet för vatten. För exemplet Göta älv skulle det, utifrån vattenföring och flöde, kunna vara relevant att kartlägga hanteringen av mer än 10 kg av de 155 ämnen som är T<sup>+</sup>-kodade och därmed utgör största faran, 100 kg av de ämnen som utgör näst största faran, och 1000 kg, vilket för Göta älv motsvarar <5 µg/l i ett dygnsflöde, för övriga hälsofarliga ämnen.

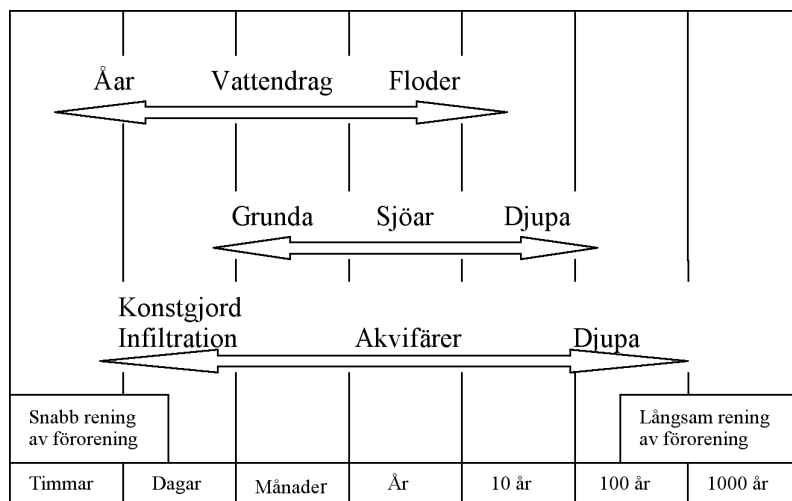
Andra ämnen kan begränsa användbarheten som råvatten, utan att i sig innebära en hälsofara. Ett exempel är koliforma bakterier från skogsindustri, som visserligen kan innehålla opportunistiska patogener, men det största problemet är kanske ändå att de kan dölja farligare utsläpp. Motsvarande gäller turbiditet som till exempel kan innehålla kvicksilver, men även är viktig som indikator på möjlig mikrobiologisk förorening. Även petroleumprodukter som kan ge lukt och smak och kan kräva rengöring av verket ger en begränsad användbarhet av råvatten. Detsamma gäller bekämpningsmedel i en lägre halt än vad som anses göra vattnet otjänligt.

#### 4.2.2 Grundvatten och infiltrationsanläggningar

Som vattentäkt har grundvatten ett flertal goda egenskaper. Ofta hög kvalitet, både mikrobiellt samt vad gäller halt av organiska ämnen. Temperaturen är låg och jämn oberoende av årstid. Grundvatten kan många gånger användas utan förbehandling. I de fall då vattnet måste behandlas är åtgärderna ofta enklare och kemikalieanvändningen mindre än vid motsvarande volymer med ytvatten.

Alla ämnen som är mer eller mindre vattenlösliga utgör ett hot mot grundvattnet. Det finns en rad ämnen som ofta återfinns i vår omgivning som kan ha en negativ inverkan. Deponier innehåller ofta ämnen och föreningar som urlakas, i lantbruket finns bekämpningsmedel och gödsel i olika former. Även ämnen som inte är direkt vattenlösliga såsom bensin, diesel och oljor utgör även de ett hot mot grundvattnet. Det är problematiskt att kvantifiera avskiljningen av olika ämnen vid grundvattenbildning. Det beror mycket på förhållanden från anläggning till anläggning, såsom uppehållstid, infiltrationshastighet, material samt processutformning i övrigt. Berednings-effektiviteten kan därför vara ännu svårare att bedöma än det är för ytvattenberedning. Dock har grundvatten ett relativt gott skydd mot mikrobiell kontamination. Detta förutsätter att den överliggande geologiska formationen och den omättade zonen är tillräcklig. Virus är de smittämnen som är svårast att avskilja vid konstgjord grundvattenbildning och membranfiltrering.

Vid ett utsläpp av en förorening som tränger ner och fördärvar ett grundvatten är skadan svår att reparera. Det är i många fall ytterst svårt att sanera en geologisk formation, vilket lämnar grundvattentäkten utslagen för överskådlig framtid. I Figur 4-1 framgår ungefärliga omsättningstider vilket åskådliggör den tidsrymd det tar att ersätta allt vatten i en formation. Nämnas bör att det i vissa akvifärer finns exempel på uppehållstider som överstiger 10 000 år. Figuren säger ej något om föroreningens uppehållstider vilken beror på fler parametrar än vattenomsättningen och varierar mycket mellan olika ämnen, dock ger den en fingervisning om storleksordningen för en sanering.



Figur 4-1 Uppehållstider för olika vattenformationer.

### 4.3 Råvattenkvalitetskrav

I och med de svenska dricksvattenföreskrifter som trädde i kraft 2003 upphörde råvattenkraven i Sverige att gälla. I gällande dricksvattenföreskrifter finns inte några gräns- eller riktvärden för råvatten. De tidigare kvalitetskraven för råvatten från ytvattentäkter, inklusive mikrobiologiska indikatororganismer, byggde på det europeiska råvattendirektivet som gällde fram till 2007. Det idag gällande europeiska ramdirektivet för vatten framhåller i allmänna ordalag betydelsen av god råvattenkvalitet, men anger inte några konkreta krav på råvattenkvalitet. När ramdirektivet för vatten (2000/60/EG) antogs år 2000 angav man också att råvattendirektivet (75/440/EEC) skulle upphöra att gälla efter sju år. Rimligtvis var avsikten att under denna period ta fram aktuella råvattenkrav för att inkluderas i ramdirektivet. Så har dock inte skett.

Dricksvattendirektivet, liksom amerikanska och andra bestämmelser om dricksvattenkvalitet och säkerhet, bygger på riktlinjer från Världshälsoorganisationen (WHO). Riktlinjerna för dricksvatten från WHO (2004) anger inte bara acceptabla halter för olika ämnen, tyngdpunkten i riktlinjerna ligger på riskhantering. För att fullfölja principerna i ramdirektivet för vatten om rening vid föroreningskällan och att förorenaren ska betala krävs kvantifierade råvattenkrav relaterade till risken för att vattenverkens beredningsförmåga ska överskridas. Om man inte vet vad som krävs för recipienten kan man inte heller ställa relevanta krav på utsläppen. Det har visat sig att det utan råvattenkrav är mycket svårt att motverka mikrobiologiska föroreningar av vattentäkter genom åtgärder vid källan.

Svenska råvattenkvalitetskrav skulle kunna införas på flera olika sätt. Några förslag på hur råvattenkrav kan införas i Sverige är:

- Implementering av europeiska råvattenkrav
- Egna nationella myndighetskrav
- Branschriktlinjer för vattenleverantörer
- I det av tillsynsmyndigheten fastställda egenkontrollprogrammet för respektive dricksvattenleverantör

Dricksvattenföreskriften är beslutad av Livsmedelsverket, medan råvattenkrav ligger utanför deras ansvarsområde som avgränsas av Livsmedelslagens tillämplighet, där livsmedelshanteringen börjar när råvattnet tas in. Naturvårdsverket har hittills valt att inte ta upp frågan om råvattenkrav. Svenskt Vatten har kommit med en första version av branschriktlinjer *Råvattenkontroll- Krav på råvattenkvalitet 2008-12-08*. Som exempel på lokala bestämmelser kan nämnas att miljö-nämnden i Göteborg har fastställt lokala råvattenkrav för Göteborgs dricksvattenförsörjning, baserade på de tidigare gällandesvenska råvattenkraven.

En internationell kartläggning av hur det ser ut med råvattenkrav i Europa har gjorts av Chalmers dricksvattenforskare som stöd för detta projekt, genom en enkät till övriga deltagare i EU-projektet Techneau, se Tabell 4-1. (Åström pers. med. 2007) Goda exempel på tillämpning av råvattendirektivet tycks finnas i Holland och Tjeckien. I Tyskland används ett system med branschrekommendationer.

Tabell 4-1 Sammanställning av tillämpning av råvattenkrav i sex europeiska länder.

| Land              | Dokumentation (ref.)                                                                                         | Allmän beskrivning (ref.)                                                                                                                                                                                                                              | Gränsvärden för råvatten                                                                                                                                                                                          |
|-------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Norge             | Drikkevannsforskriften (3) samt Veilderer til drikkevannsforskriften (4)                                     | Gränsvärden avseende kvalitet i ledningsnätet, flaskvatten, vid livsmedelföretag etc.                                                                                                                                                                  | Gränsvärden ej satta. Krav på provtagningsfrekvens i råvatten för att tillförsäkra adekvat beredning. Generellt förbud mot förorening av råvatten.                                                                |
| Tyskland          | Trinkwasserverordnung (5)                                                                                    | Allmän beskrivning med gränsvärden för färdigt dricksvatten                                                                                                                                                                                            | Hänvisning till tekniska standarder.                                                                                                                                                                              |
|                   | DVGW-Guideline W 251 (6)                                                                                     | Teknisk standard. Gränsvärden ställda för normalfallet (vid naturlig beredning, såsom bank infiltration) och vid minimala krav (avancerade beredningsprocesser)                                                                                        | Omfattar en rad gränsvärden; fys/kem, oorganiska, organiska, mikrobiologiska. Ex: normalfallet max Totala kolif. 50/100 ml; Fekala kolif. 20/100 ml; samt Enterokocker 10/100 ml).                                |
|                   | "IAWR – Rheinmemorandum – 2003" samt "IAWR – Grundwasser-memorandum" (7)                                     | Generell beskrivning av vad som bör gälla för yt- och grundvattentäkter                                                                                                                                                                                | Gränsvärden ej satta. "Råvattnet ska hålla en sådan kvalitet att det genom naturlig beredning (bank infiltration) ... blir mikrobiologiskt och toxikologiskt acceptabelt"                                         |
|                   | LAWA – Zielvorgabe Trinkwasserversorgung (8)                                                                 | Arbetsgrupp som gett kvalitetskriterier för ytvattentäkter baserat på kvalitetsmål i EU-direktiv (75/440/EU, 80/778/EWG)                                                                                                                               |                                                                                                                                                                                                                   |
| Portugal          | Oklart                                                                                                       | Klassificering av vattenkvalitetskrav utifrån dess användningsområde. Hänvisning till Vatteninstitut (9) och till IRAR – VA-branschen.                                                                                                                 | Gränsvärden ej satta.                                                                                                                                                                                             |
| England och Wales | The Water Supply (Water Quality) Regulations 2000 (10)                                                       | Detaljrik beskrivning i 11 delar som täcker hela vatten-försörjningskedjan. Även riskanalys etc.                                                                                                                                                       | Provtagningsfrekvens för olika parametrar i råvattentäkten, styrt av antalet brukare och "reduced" eller "standard".                                                                                              |
| Tjeckien          | Act 274/2001 Coll. and the Decree 428/200 Coll.<br>The Water Act 254/2001 Coll. and the Decree 137/1999 (11) | Gränsvärden beroende på kategori; simple physical treatment and disinfection (A1), basic physical treatment, chemical treatment and disinfection (A2), enhanced physical and chemical treatment (A3). Såväl riktvärden som obligatoriska halter anges. | Omfattar en rad gränsvärden; fys/kem, oorganiska, organiska, mikrobiologiska (totalt 47 parametrar). Exempel: Riktvärden för Enterokocker är 20 (A1), 1000 (A2) och 10000 (A3) och obligatoriska halter finns ej. |

| Land                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          | Dokumentation (ref.)                                                                                      | Allmän beskrivning (ref.)                                                                                                                                                                                                                              | Gränsvärden för råvatten                                                                                                                                                                                          |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Tjeckien                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      | Act 274/2001 Coll. and the Decree 428/200 Coll. The Water Act 254/2001 Coll. and the Decree 137/1999 (11) | Gränsvärden beroende på kategori; simple physical treatment and disinfection (A1), basic physical treatment, chemical treatment and disinfection (A2), enhanced physical and chemical treatment (A3). Såväl riktvärden som obligatoriska halter anges. | Omfattar en rad gränsvärden; fys/kem, oorganiska, organiska, mikrobiologiska (totalt 47 parametrar). Exempel: Riktvärden för Enterokocker är 20 (A1), 1000 (A2) och 10000 (A3) och obligatoriska halter finns ej. |
| Holland                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       | Föreskrift baserad på EU guideline 75/440/EEC                                                             | Gränsvärden beroende på kategori; simple treatment and disinfection (I), regular physical-chemical treatment and disinfection (II) chemical and physical treatment and disinfection (III). Riktvärden (A) respektive oblig. halter (B) anges.          | Omfattar en rad gränsvärden; fys/kem, oorganiska, organiska, mikrobiologiska. Exempel: Riktvärden för Enterokocker är 10 (IA), 1000 (IIA) och 10000 (IIIA) och obligatoriska halter (B) finns ej.                 |
| Referenser:<br>1. <a href="http://www.slv.se/upload/dokument/lagstiftning/2000-2005/2001_30.pdf">http://www.slv.se/upload/dokument/lagstiftning/2000-2005/2001_30.pdf</a><br>2. <a href="http://www.slv.se/upload/dokument/Foretag/Vagledning/Rev.%20V%E4gledning%20drvf%202004-05-01.pdf">http://www.slv.se/upload/dokument/Foretag/Vagledning/Rev.%20V%E4gledning%20drvf%202004-05-01.pdf</a><br>3. <a href="http://www.lovdato.no/cgi-wift/ldles?doc=/sf/sf/sf-20011204-1372.html">http://www.lovdato.no/cgi-wift/ldles?doc=/sf/sf/sf-20011204-1372.html</a><br>4. <a href="http://www.mattilsynet.no/regelverk/veiledere/vann/veiledere_til_drikkevannsforskriften_9107">http://www.mattilsynet.no/regelverk/veiledere/vann/veiledere_til_drikkevannsforskriften_9107</a><br>5. <a href="http://www.bmg.bund.de/cln_041/nn_603282/SharedDocs/Gesetzestexte/Umwelt/2-Trinkwasserverordnung-englisc-,templ atel=raw,property=publicationFile.pdf/2-Trinkwasserverordnung-englisc-.pdf">http://www.bmg.bund.de/cln_041/nn_603282/SharedDocs/Gesetzestexte/Umwelt/2-Trinkwasserverordnung-englisc-,templ atel=raw,property=publicationFile.pdf/2-Trinkwasserverordnung-englisc-.pdf</a><br>6. „Eignung von Wasser aus Fließgewässern als Rohstoff für die Trinkwasserversorgung“; beställning via <a href="http://www.dvgw.de/en/service/indexoftechnicalstandards.html">http://www.dvgw.de/en/service/indexoftechnicalstandards.html</a> ; sök på nr. 251<br>7. Sök via <a href="http://www.iawr.org/index2.php?sprache=en">http://www.iawr.org/index2.php?sprache=en</a><br>8. Sök via <a href="http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/ow_s2_1.htm">http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/ow_s2_1.htm</a><br>9. Hänvisning till <a href="http://www.inag.pt">www.inag.pt</a><br>10. <a href="http://www.dwi.gov.uk/regs/si3184/3184.htm#sch3p2">http://www.dwi.gov.uk/regs/si3184/3184.htm#sch3p2</a><br>11. Hänvisning till konsultföretag <a href="http://www.vhp.cz">www.vhp.cz</a> , samt <a href="http://www.tzb-info.cz/t.py?t=15&amp;i=14">http://www.tzb-info.cz/t.py?t=15&amp;i=14</a> och <a href="http://www.mze.cz">www.mze.cz</a> . |                                                                                                           |                                                                                                                                                                                                                                                        |                                                                                                                                                                                                                   |

För prioriterade farliga kemiska ämnen har europeiska miljökvalitetsnormer, EQS, tagits fram på i huvudsak ekologiska grunder (2008/85/EG). Listan över prioriterade ämnen inkluderar många tungmetaller, bekämpningsmedel och andra ämnen av dricksvattenrelevans. Eftersom ekologiska grunder vid bedömning av kemiska ämnens farlighet i de flesta fall innebär högre krav än effekter på människors hälsa vid dricksvattenkonsumtion utgör denna gränsvärdeslista en bra början på råvattenkvalitetskrav. Den europeiska vattenbranschorganisationen EUREAU konstaterar i sitt *Position paper* (2006) att av de 46 föreslagna gränsvärdena ger 26 tillräckligt råvattenskydd. Mikrobiologiska krav ingår inte i listan över prioriterade ämnen. Världshälsoorganisationen har, baserat på vetenskapliga undersökningar och erfarenheter från inträffade händelser, konstaterat att den mest utbredda risken förknippad med dricksvatten är mikrobiologiska föroreningar (WHO, 2004). För att begränsa riskerna för dricksvattenkonsumenternas hälsa är det viktigt att komplettera kemiska kvalitetskrav med råvattenkrav som fokuserar på smittrisker.

Ett förslag på råvattenkvalitetskrav har tagits fram inom projektet. Förslaget bygger på de europeiska miljökvalitetsnormerna, tillämpliga delar av råvattendirektivet och den svenska implementeringen av detta, den svenska implementeringen (SLV FS 2001:35) av dricksvattendirektivet (98/83/EG). Även EU-direktivet om strandbad (2006/7/EG), som bygger på riskvärderingar, samt det nordiska samarbetet om krav på dricksvattenberedning *Optimal desinfeksjon* (NORVAR 2005), har använts som underlag för förslaget, och dialog har förts med Svenskt Vatten om de branschriktlinjer för krav på råvattenkvalitet som tagits fram.

#### 4.3.1 EU-direktiv om strandbad

Det nya direktivet som beslutades 2006 och implementerades 2008 innebär att gränsvärdeslistan vid analys av föroreningar kortas ner till att enbart omfatta två indikatorbakterier, *E. coli* och intestinala Enterokocker. För *E. coli* i inlandsbad ska 95-percentilen vara under 500 cfu/100 ml för beteckningen Excellent quality. För enterokocker är motsvarande krav 200 cfu/100 ml.

Relationen mellan *E. coli* och enterokocker förefaller rimlig med tanke på den större förekomsten av *E. coli* i avföring. *E. coli* är en bra indikator för färsk avföringspåverkan, men har svagheten att de har betydligt sämre tålighet i miljön och dricksvattenberedning än smittämnen i form av parasiter, många virus och sporbildande bakterier. Enterokocker är ett bra komplement eftersom de anses som mer tåliga, men även de har mindre tålighet än många smittämnen.

De huvudsakliga skillnaderna i smittväg mellan strandbad och dricksvatten är att man antar betydligt mindre volymer vid bad jämfört med dricksvatten, men att å andra sidan har dricksvattnet normalt genomgått en beredning. Med kemisk fällning och filtrering uppnår man normalt ca 99-99,9 % avskiljning så säkerheten mot infektion från desinfektionstålga smittämnen borde vara ganska likvärdiga för dagar med strandbad och dricksvattenintag. För bakteriella infektioner bör en dricksvattenberedning som även omfattar en desinfektion ge en betydligt mindre risk. Med tanke på att dricksvattenintag är mer frekvent än strandbad och risken för att intag via dricksvatten är mer sannolikt för immunsvaga individer bör säkerheten för dricksvattenintag vara minst lika hög som för strandbad. Att man i badvattenkraven valt att utelämna parasitära protozoer trots inträffade badrelaterade utbrott kan bero på en avvägning av de höga analyskostnaderna för ett stort antal strandbad för en risk som delvis täcks in av bakteriella indikatorerna. Med scenarier som till stor del handlar om att en infekterad badande på samma badplats är smittkällan bör fekal påverkan vara en ganska god generell indikator på förhöjd smittrisk.

#### 4.3.2 Optimal desinfeksjon

Den norska branschorganisationen har tillsammans med den norska motsvarigheten till livsmedelsverket låtit genomföra en studie (NORVAR 2005) som bland annat föreslår ett system för att bedöma dricksvattenberedningens barriärverkan mot smittämnen i form av bakterier, virus och parasitära protozoer. Utgångspunkten är det amerikanska systemet där myndigheterna anger vilken barriärverkan som krävs med avseende på olika smittämnen i form av  $\log_{10}$ -reduktion ( $\log_{10}$ -reduktion = 90 %,  $\log_{2}$ -reduktion = 99 % etc.) och också tilldelar olika beredningssteg en "credit" som logreduktion om vissa förutsättningar uppfylls. Det norska förenklade förslaget utgår från om *E. coli* eller sporer från *Clostridium perfringens* påvisas i råvattnet. Om så är fallet ska mer omfattande undersökningar av förekomsten av de parasitära protozoerna *Cryptosporidium* och *Giardia* göras. Halten av *E. coli*, *Clostridium* samt *Cryptosporidium* och *Giardia* avgör tillsammans med antalet anslutna vilken barriärverkan som krävs för parasiter, virus



och bakterier. Åtgärder för skydd av råvattnet och mikrobiologiska barriärer ger sedan log-reduktion som sammanlagt ska uppfylla kravet.

Även i Sverige behövs system för att kunna bedöma barriärverkan med avseende på olika smittämnen som bakterier, virus och parasiter. Svenskt Vatten Utveckling har fattat beslut om stöd som möjliggör ett nordiskt samarbete. Urvalet av parametrar för att klassa graden av råvattenpåverkan förefaller väl genomtänkt även om tillgången till data med avseende på clostridiumsporer är mycket begränsad i Sverige. Den clostridieanalys som infördes i samband med implementeringen av det nya dricksvattendirektivet omfattar även vegetativa celler, det vill säga saknar det analyssteg där dessa inaktiveras innan odling. Svenska ytvatten lär till mycket stor del hamna i gruppen där *E. coli* och clostridiumsporer påvisas, men i det lägsta intervallet av parasitpåverkan. Även detta lägsta intervall innebär dock en ur risksynpunkt väsentlig påverkan. Det är därför möjligt att en mer utslagsgivande uppdelning behöver göras.

*E. coli* har i det norska förslaget en central roll som kan ge en koppling mellan de krav på beredning som det syftar till och syftet här att även peka på behovet av åtgärder närmare föroreringskällorna. Även clostridiesporer som har större tålighet i miljön och i beredning kan vara vettigt att ta med som råvattenkrav.

#### 4.3.3 Svenska branschriktlinjer

Branschorganisationen Svenskt Vatten ger i *Råvattenkontroll- Krav på råvattenkvalitet 2008-12-08* rekommendationer om mikrobiologiska undersökningar i fråga om råvattenkvalitet, se Tabell 4-2. Rekommendationen är att de mikrobiologiska undersökningarna gällande samtliga indikatororganismer bör tas med då råvattenprover analyseras. För sjukdomsframkallande mikroorganismer anger man att de inte behöver analyseras vid varje tillfälle, och en bedömning bör göras från fall till fall.

I riktlinjerna finns också tabeller med rekommendationer om fysikalisk och kemisk kontroll. För kemiska föroreningar utgår man från tidigare råvattenkrav och de som tas upp i dricksvattenföreskrifterna. Man påpekar också att tabellerna inte är heltäckande och nämner EUs begrepp "prioriterade ämnen". Det finns listor med gräns/riktvärden ur ekologisk synpunkt för prioriterade ämnen knutna till ramdirektivet för vatten.



Tabell 4-2 Rekommendationer om mikrobiologiska undersökningar i förslag till svenska branschriktlinjer för råvattenkvalitet.

| Parameter <sup>1</sup>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             | Enhet                                               | Riktvärde                                    |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|----------------------------------------------|
| a) Antal mikroorganismer 22 °C, 3d                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 | cfu/ml                                              | var uppmärksam på förändringar               |
| a) Antal långsamväxande bakterier, 7d                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              | cfu/ml                                              | var uppmärksam på förändringar               |
| b) Koliforma bakterier (Indikerar ytvattenpåverkan, kan även indikera påverkan från avlopp eller naturgödsel)                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      | cfu/100 ml                                          | <5000 (ytvatten)<br>ej påvisad (grundvatten) |
| b) Escherichia coli (E. coli) (Indikerar påverkan från avlopp eller naturgödsel)                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   | cfu/100 ml                                          | <500 (ytvatten)<br>ej påvisad (grundvatten)  |
| b) Enterokocker (Indikerar påverkan från avlopp eller naturgödsel)                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 | cfu/100 ml                                          | <500 (ytvatten)<br>ej påvisad (grundvatten)  |
| b) Clostridium perfringens (Indikerar påverkan från avlopp eller naturgödsel)                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      | cfu/100 ml                                          | var uppmärksam på förändringar <sup>2</sup>  |
| b) Kolifager (virus som angriper bakterier, indikerar avloppspåverkan)                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             | pfu/100 ml                                          | var uppmärksam på förändringar               |
| c) Norovirus (calici- och sapovirus)                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               | påvisad i en viss volym                             | ej påvisad                                   |
| c) Campylobacter                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   | cfu/liter                                           | ej påvisad                                   |
| c) Salmonella (minsta provmängd 1 liter)                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           | cfu/liter                                           | ej påvisad                                   |
| c) Giardia, Cryptosporidium (parasiter)                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            | antal/10 liter (Obs! Eventuellt filtrering av prov) | ej påvisad                                   |
| <sup>1</sup> Uppställningen i tabellen baseras på:<br>a) indikation på mikrobiologisk tillväxt<br>b) indikation på mikrobiologisk förorening<br>c) ej vanligt förekommande mikroorganismer, förslag på sjukdomsframkallande mikroorganismer.<br><sup>2</sup> Halterna av Clostridium perfringens i gödsel och avlopp är lägre än de av E. coli, men sporer av Clostridium perfringens överlever längre i vatten och har större motståndskraft mot desinfektion än andra fekala indikatorbakterier (se Vägledning till Livsmedelsverkets Dricksvattenföreskrifter). |                                                     |                                              |

#### 4.3.4 Förslag på råvattenkvalitetskrav

Som utgångspunkt i en riskanalys för råvattenkvalitet kan man använda råvattenkvalitetskrav, och utifrån dem beräkna risken att kraven överstigs. I ett första steg skulle förslag till råvattenkvalitetskrav baserade på EQS kompletterade med mikrobiologiska krav kunna vara en utgångspunkt, se Tabell 4-3.

Tabell 4-3 Förslag på råvattenkvalitetskrav.

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                     | Gränsvärde    | Riktvärde                                                                    | Kommentar                                                                                                                                                                             |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------|------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| E. coli<br>Färsk avförings-påverkan                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 | 500/100 ml    | 100/100 ml                                                                   | Gränsvärdet motsvarar det kommande badvattenkravet. För råvatten dock önskvärt med snabbare (enzymatisk) analysmetod än de som föreskrivs där                                         |
| Intestinala enterokocker<br>Relativt färsk avföringspåverkan                                                                                                                                                                                                                                                                                        | 200/100 ml    | 40/100 ml                                                                    | Gränsvärdet motsvarar det kommande badvattenkravet. För råvatten dock önskvärt med snabbare (enzymatisk) analysmetod än de som föreskrivs där                                         |
| Clostridium Perfringens<br>Mycket lång överlevnad                                                                                                                                                                                                                                                                                                   | 5/100 ml      | Påvisade i 100 ml                                                            | Helst analys av enbart sporer                                                                                                                                                         |
| Somatiska kolifager<br>Överlevnad motsvarande humanpatogena virus                                                                                                                                                                                                                                                                                   | 300/100ml     | 60/100 ml                                                                    | Begränsad användning i Sverige hittills.                                                                                                                                              |
| Crypto-sporidium                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                    | 0,1 per liter | 0,01 per liter                                                               | Halten 0,1 per liter motsvarar enl. WHO (2004, s132) reduktionskrav på beredning på $2\log_{10}$<br>Provtagning av stora volymer som möjligt, dvs. helst filtrering med gott utbyte   |
| Koliforma bakterier                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 |               | 10 000/100 ml                                                                | Eftersom koliforma inte är en stark avföringsindikator föreslås inget gränsvärde.<br>Nya metoden ger högre halter än metoden som var kopplad till gamla råvattenkravet på 5000/100 ml |
| Kemiska ämnen                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       |               | Lägsta av dricks-vattenrelevant EQS eller otjänlighetsvärde för dricksvatten | Med tanke på konsekvenserna för leveranssäkerhet om ett vattenverk måste oljesaneras bör även oljeindex övervägas.                                                                    |
| Överskridet gränsvärde >5% av tiden, genomför utredning för att spåra källan, ta fram beslutsunderlag med kvantitativ mikrobiologisk riskbedömning och förslag till alternativ vattentäkt och nödvändiga beredningskompletteringar.<br>Överskridet riktvärde >5% av tiden, dubblera provtagningsfrekvensen, genomför utredning för att spåra källan |               |                                                                              |                                                                                                                                                                                       |

*E. coli* är en bra indikator på färsk avföringspåverkan, men har betydligt kortare inaktiveringstid än många patogener som virus och parasitära protozoer. Om det inte är möjligt att analysera nära alla potentiella utsläppskällor behövs kompletterande indikatorer med inaktiveringstider som motsvarar olika patogengrupper. Enterokocker är något tåligare än *E. coli*. Clostridiesporer har mycket lång inaktiveringstid, kanske för lång i förhållande till relevanta patogener. Kolifager har hittills mest använts i specialstudier, men har inaktiveringstider som motsvarar humanpatogena virus. *Cryptosporidium* är visserligen en patogen, men eftersom de så gott som alltid förekommer i avloppsvatten från stora befolkningsgrupper skulle de kunna användas som indikator för sig själv och andra patogener med lång inaktiveringstid. Värdet som indikator begränsas dock av svårigheterna att avgöra om de som påvisas har kvar sin infektionsförmåga. Koliformer har ett begränsat värde som indikator på avföringspåverkan eftersom även många naturligt förekommande "jordbakterier" ingår.

## 5 Modell för riskberäkning av olycksartade utsläpp

### 5.1 Inledning

Inom projektet har en modell utvecklats för riskberäkning av ytvattentäkter i strömmande vattendrag med avseende på *olycksartade utsläpp* av föroreningar i vätskefas vid punktkällor inom ett avrinningsområde. Vattentäkter placerade i grundvattenmagasin och sjöar har inte varit möjliga att hantera inom ramen för detta projekt. Om den framtagna modellen är intressant för mera omfattande praktisk användning, kan den kompletteras för att kunna hantera flera typer av vattentäkter.

Modellen kan användas för att ge en samlad bild av risken för att föroreningskoncentrationer överstiger acceptabla nivåer vid en vattentäkts råvattenintag. Modellen är utformad för att kunna användas i tidiga skeden, baserat på tillgänglig information om potentiella föroreningskällor och hydrologiska förhållanden. I modellen kan osäkerhetsanalys utföras och när mera detaljerad information blir tillgänglig kan resultaten uppdateras till en högre grad av säkerhet. Modellen är delvis baserad på den metod för riskanalys av föroreningskällor som används av Banverket inom dess hantering av förorenade markområden (Rosén et al., 2007b).

Inom ett avrinningsområde återfinns ofta en mängd verksamheter och aktiviteter som var och en har potential att påverka områdets vattenmiljö. Dessa verksamheter och aktiviteter benämns här *riskkällor*. Riskerna för påverkan på en ytvattentäkt från en riskkälla beror av flera faktorer. Vilka förorenande ämnen hanteras? Hur stor är sannolikheten att ett utsläpp av en förorening ska ske. Hur stor mängd förorening kan släppas ut? Finns säkerhetssystem installerade i riskkällans närhet för att fånga upp eventuella utsläpp? Vilka är förutsättningarna för spridning av föroreningar mellan riskkällan och vattentäkten?

Huruvida ett utsläpp av en förorening kommer att ske eller inte vid en riskkälla kan normalt inte bedömas säkert. Inte heller är det möjligt att helt säkert bedöma om en förorening som släppts ut kan transporteras till vattentäkten i oacceptabla halter. I modellen ansätts därför sannolikheter för att kritiska händelser ska inträffa, exempelvis sannolikheten för utsläpp och sannolikheten för att oacceptabla föroreningshalter skall uppträda vid vattentäkten. Som underlag för sannolikhetsbedömningarna används dels s.k. *hårda* data, baserade på mätningar och tillgänglig statistik, dels *mjuka* data i form av erfarenhetsmässiga bedömningar.

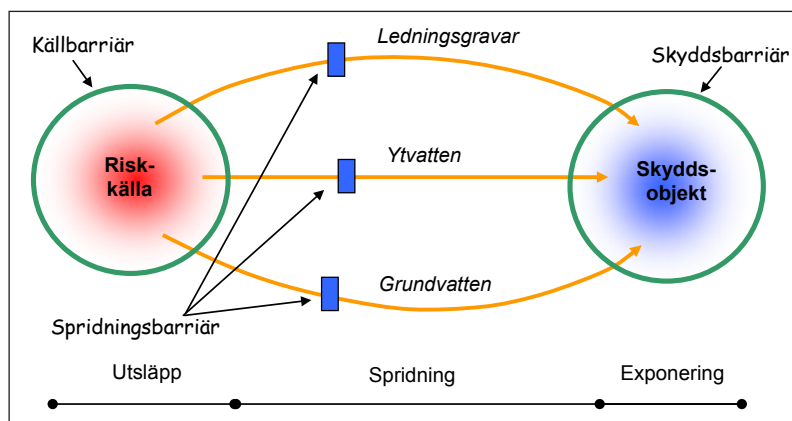
En mera säker bedömning av sannolikheten för utsläpp av förorenande ämnen kan normalt sett göras i de fall då riskanalyser av verksamheten på platsen finns tillgängliga. För större företag är riskanalyser vanligt förekommande, medan det för mindre verksamheter och företag är mera ovanligt. Den nedan presenterade modellen är avsedd att kunna användas även om tidigare riskanalyser saknas.

## 5.2 Konceptuell modell

Den konceptuella modellen för riskberäkningen beskrivs i Figur 5-1. Ett utsläpp vid en riskkälla antas kunna nå ett skyddsobjekt via följande *spridningsvägar*:

- Grundvattenflöde
- Ytvattenflöde
- Ledningsgravar

Skyddsobjektet i den konceptuella modellen utgörs i detta fall av ett råvattenintag för en ytvattentäkt.



Figur 5-1 Konceptuell modell för riskberäkning (efter Rosén et al., 2007b och Hammar, 2004).

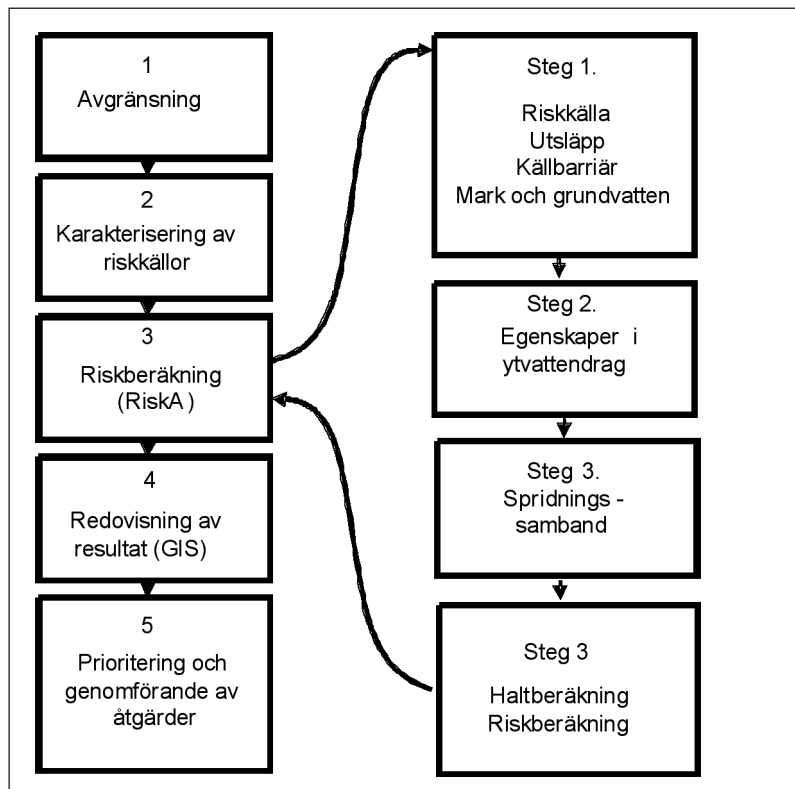
Spridning av föroreningar mellan riskkällan och vattentäkten kan ske via enstaka spridningsvägar eller kombinationer av dessa spridningsvägar. Ett vanligt exempel är att spridning kan ske först via grundvattentransport till ett ytvattendrag och sedan vidare i ytvattendraget till skyddsobjektet. Ett *spridningssamband* utgörs av en spridningsväg eller kombination av spridningsvägar som leder hela vägen mellan riskkälla och skyddsobjekt.

För varje steg görs bedömningarna med hänsyn till förutsättningarna för att befintliga naturliga eller anlagda *barriärer* skall kunna stoppa föroreningens påverkan. Genom att tydligt dela upp riskanalysen på de händelsesteg som leder fram till en konsekvens kan riskanalysen också ge ett viktigt underlag för var riskreducerande åtgärder är lämpliga att utföra.

I många fall leder ett utsläpp till att föroreningen infiltreras i marken, därefter kan den transporteras nedåt i markprofilen till grundvattenet och sedan bort från utsläppsområdet via grundvattenflödet. Det finns emellertid flera orsaker till att beakta spridning mellan riskkällan och skyddsobjektet via andra spridningsvägar än transport i grundvatten. Exempelvis är det vanligt att marken har olika typer av "ledare", såsom dräneringsrör och VA-ledningar, kabelgravar mm, som bidrar till spridning av föroreningar. Föroreningar kan också transporteras via ytavrinning på hårdgjorda ytor, via diken och ytvattendrag. Modellen omfattar fyra huvudsakliga steg:

1. *Riskkällan.* I detta steg bedöms sannolikheten för ett olycksartat utsläpp och sannolikheten för att källbarriär saknas som kan stoppa föroreningen vid riskkällan. I detta steg anges också vilka ämnen som hanterats, möjlig utsläppsvolym och i vilken koncentration föroreningen kan släppas ut. Användaren anger också vilken hydrogeologisk miljö (grundvattenmiljö) som råder på platsen samt hur riskkällan är belägen i förhållande till dräneringsledningar, diken, eventuella biflöden och huvudrecipienten där råvattenintaget finns.
2. *Egenskaper i ytvattendrag.* Här anges egenskaperna hos huvudrecipient och eventuellt biflöde till denna. Exempel på egenskaper är årsmedelflöde, vattendragets medeldjup och medelbredd.
3. *Spridning.* I det tredje steget anges vilka spridningsvägar föroreningen kan ta mellan riskkällan och vattentäkten. Exempel på spridningsvägar är grundvattenflöde och transport i huvudrecipienten. Olika spridningsvägar kombineras till sex olika spridningssamband (se avsnitt 5.6 nedan) mellan riskkälla och vattentäkt och användaren bedömer hur sannolikt vart och ett av dessa spridningssamband är. Vid bedömningen beaktas möjlig förekomst av spridningsbarriärer längs de olika spridningssambanden.
4. *Sannolikhet för oacceptabel halt.* I det fjärde steget utförs beräkningar av den förväntade halten förorening vid vattentäkten. Utifrån haltberäkningen skattas sannolikheten att gränsvärdet för råvattenkvalitet överskrids. Sannolikhetsskattningen kan göras kvantitativt genom statistisk simulering (Monte Carlo) eller kvalitativt med hjälp av en klassificeringsrutin. Sannolikhetsuppskattningen utgör i denna metodik ett mått på risknivån.

Beräkningsmodellen är en av flera delar som är nödvändiga för en effektiv riskhantering inom avrinningsområden. Figur 5-2 visar en schematisk beskrivning av riskanalysmodellens roll i denna process. Ett verktyg – RiskA – för tillämpning av modellen har utarbetats i Excel. I bilaga 2 redovisas formuläret för beräkningsverktyget. Nedan beskrivs beräkningsmodellens olika steg med hänvisningar till användning av Excel-verktyget. Beskrivningen nedan är relativt kortfattad för att vara överskådlig. Specifik vägledning finns i modellen i form av kommentarer till de celler där värden ska matas in.



Figur 5-2 Riskberäkning som en del i riskhanteringen av riskkällor inom avrinningsområden.

### 5.3 Objektdata

Inledningsvis anges objektdata för riskkällan. Denna information omfattar:

- o Objektnummer (varje objekt bör tilldelas ett specifikt nummer för att möjliggöra hantering i exempelvis geografiskt informationssystem (GIS) eller annan databashantering.
- o Objektnamn.
- o Gatadress.
- o Postnummer.
- o Ort.
- o Verksamhet.

Som objekt (riskkälla) betraktas en plats med hantering av ett specifikt ämne (förorening). Om mer än ett ämne hanteras som riskerar att släppas ut bör en riskkälla definieras för varje ämne. Alternativt väljs ett av dessa ämnen som dimensionerande för platsen. I Figur 5-3 redovisas Excel-verktygets formulär för objektdata.

Om riskberäkningar kommer att hanteras och presenteras i GIS anges också riskkällans och vattentäktens positioner tillsammans med det aktuella referenssystemet.

| RiskA - Riskanalys avrinningsområden                                       |                            |  |                |             |         |
|----------------------------------------------------------------------------|----------------------------|--|----------------|-------------|---------|
| Skriv in Dina uppgifter i de ofärgade fälten eller välj värde ur droppmeny |                            |  |                |             |         |
| OBJEKTDATA                                                                 |                            |  | Positioner     |             |         |
| Objektnummer                                                               | 1                          |  | Referenssystem |             |         |
| Objektnamn                                                                 | PLAST AB                   |  | Göteborgs Stad |             |         |
| Gatuadress                                                                 | Styregången                |  | Riskkälla      |             |         |
| Postnummer                                                                 | 99999                      |  | lat (Y)        | long (X)    | alt (Z) |
| Ort                                                                        | Peseby                     |  | 58,11,43,54    | 12,13,23,41 | 14.56   |
| Verksamhet                                                                 | Tillverkning Plastindustri |  | Vattenintag    |             |         |
|                                                                            |                            |  | lat (Y)        | long (X)    | alt (Z) |
|                                                                            |                            |  | 58,11,55,14    | 12,13,11,10 | 6.26    |

Figur 5-3 Objektdata i RiskA.

## 5.4 Steg 1: Riskkällan

Riskkällan definieras som det område eller punkt där ett utsläpp av en förorening kan ske.

Steg 1 *Riskkällan* omfattar fyra delsteg:

1a: Riskkällans egenskaper

1b: Hydrogeologiska förhållanden

1c: Sannolikheten för utsläpp,  $P(U)$

1d: Sannolikheten att källbarriär saknas,  $P(BK)$

### 5.4.1 Steg 1a: Riskkällans egenskaper

Här anges följande grundläggande information om riskkällan och dess läge i förhållande till vattentäkten:

- o Hanterat ämne och vilket gränsvärde som för det aktuella ämnet. De ämnen som ingår i modellen är de som ingår i denna rapports förslag till råvattenkrav. Dessutom ingår de av EU prioriterade ämnena. Totalt kan användaren välja mellan 92 ämnen. För varje ämne finns ett föreslaget gränsvärde som inte ska överskridas vid vattenintaget.
- o Koncentration hos förorening (ämne) som kan frigöras vid ett utsläpp (mg/l).
- o Utsläppsvolym ( $m^3$ ) anger hur stor volym som kan frigöras vid ett olyckstillfälle.
- o Utsläppsarea ( $m^2$ ) är den area över vilken föroreningen sprids på marken innan den infiltrerar.
- o Djup till grundvattenyta vid riskkällan (m).
- o Avstånd till dike, drän eller rörgrav (m).
- o Avstånd till biflöde (m).
- o Avstånd till huvudrecipient (m).
- o Nivåskillnad mellan utsläppspunkt och vattenyta i biflöde (m).
- o Nivåskillnad mellan utsläppspunkt och vattenyta i huvudrecipient (m).
- o Vattendjup i biflöde vid utsläppspunkt (m).



- o Vattendjup i huvudrecipient vid utflödespunkt för biflöde (m).
- o Avstånd i biflöde från utsläppspunkt till huvudvattendrag (m).
- o Avstånd från biflodets utloppspunkt till råvattenintag (m).

Informationen inhämtas från befintliga uppgifter om platsen och besök på platsen. Det är viktigt att göra platsbesök på varje riskkälla för att verkligen kunna kontrollera var riskkällan verkligen finns placerad och i vilken kondition anläggningen är i. Figur 5-4 visar Excel-verktygets formulär för *Riskkällans egenskaper*.

Flera av dessa parametrar är förknippade med osäkerheter. För parametrarna *Koncentration hos förorening*, *Utsläppsvolym* och *Utsläppsarea* kan en osäkerhetsbedömning göras. Användaren anger då ett lägsta rimligt värde och ett högsta rimligt värde för parametern. De grönfärgade cellerna i beräkningsverktyget indikerar att programmet kan representera detta osäkerhetsintervall med hjälp av en statistisk fördelning. De osäkerhetsintervall som anges kommer då att användas i en statistisk simulering (Monte Carlo) för att beräkna osäkerheten i haltberäkningen vid vattenintaget. Osäkerhetshantering utförs med hjälp av en s.k. tilläggsmodul till Excel, benämnd Crystal Ball®, vilken innebär att en cell i kalkylbladet kan representera en statistisk fördelning istället för ett punktvärde. Osäkerhetsanalys beskrivs närmare i avsnitt 5.8. Om statistisk simulering inte tillämpas, matas de förväntade värdena in direkt i den grönfärgade cellen.

| STEG 1 a. RISKKÄLLANS EGENSKAPER                                     |                                          |      |        | Kommentarer till bedömningar |
|----------------------------------------------------------------------|------------------------------------------|------|--------|------------------------------|
| Välj aktuellt ämne                                                   | Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) ▼ |      |        |                              |
| Gränsvärde (mg/l)                                                    | 0.0001                                   |      |        |                              |
|                                                                      | Min                                      | Max  | Medel  |                              |
| Koncentration hos förorening (mg/l)                                  | 2000                                     | 4000 | 2891.9 |                              |
| Utsläppsvolym (m³)                                                   | 4                                        | 10   | 6.6    |                              |
| Utsläppsarea (m³)                                                    | 2                                        | 10   | 5.0    |                              |
| Djup till grundvattenyta vid riskkällan (m)                          | 0.2                                      |      |        |                              |
| Avstånd till dike, drän eller rörgrav (m)                            | 8                                        |      |        |                              |
| Avstånd till biflöde (m)                                             | 5                                        |      |        |                              |
| Avstånd till huvudrecipient (m)                                      | 20                                       |      |        |                              |
| Nivåskillnad mellan utsläppspunkt och dike/drän/rörgrav (m)          | 1                                        |      |        |                              |
| Nivåskillnad mellan utsläppspunkt och vattenyta i biflöde (m)        | 0.2                                      |      |        |                              |
| Nivåskillnad mellan utsläppspunkt och vattenyta i huvudrecipient (m) | 0.5                                      |      |        |                              |
| Vattendjup i biflöde vid utsläppspunkt (m)                           | 2                                        |      |        |                              |
| Vattendjup i huvudrecipient vid utflödespunkt för biflöde (m)        | 3                                        |      |        |                              |
| Avstånd i biflöde från utsläppspunkt till huvudvattendrag (m)        | 200                                      |      |        |                              |
| Avstånd från biflodets utloppspunkt till råvattenintag (m)           | 1000                                     |      |        |                              |

Figur 5-4 Riskkällans egenskaper i RiskA.

### 5.4.2 Steg 1b: Hydrogeologiska förhållanden

Här bedöms vilka mark- och grundvattenförhållanden som råder på platsen vid riskkällan. Markens genomsläpplighet, porositet och förmågan att fastlägga föroreningar påverkar möjligheterna för infiltration av föroreningen och grundvattnets förmåga att transportera föroreningar till angränsande ytvattendrag, diken och ledningar. I beräkningsverktyget kan användaren välja mellan ett antal s.k. *hydrogeologiska typmiljöer*. Varje typmiljö har specifika egenskaper med avseende på vattengenomsläpplighet (hydraulisk konduktivitet) i vertikal ( $K_v$ ) och horisontell led ( $K_h$ ) och porositet ( $n_e$ ). I formuläret visas också ämnets förutsättningar att fastläggas vid det geologiska materialet, den s.k. partitionskoefficienten ( $K_d$ ) mellan halten löst ämne i vattnet och halten som finns fastlagd vid det geologiska materialet. Figur 5-5 visar Excel-verktygets formulär för *Hydrogeologiska förhållanden*. I fliken *Typmiljöer* i beräkningsprogrammet finns en komplett lista över ingående typmiljöer och dess parametervärden.

Om statistisk simulering ska utföras (se avsnitt 5.8) anger programmet automatiskt en statistisk fördelning i de grönmärkade rutorna. Om statistisk simulering inte tillämpas, matas de förväntade värdena in direkt i den grönfärgade cellen med ledning av informationen i fliken *Typmiljö*.

En mera utförlig beskrivning av hydrogeologiska typmiljöer ges i Bilaga 3. Beskrivningen är hämtad från Rosén et al. (2007b).

| STEG 1b: HYDROGEOLOGISKA FÖRHÅLLANDEN       |                            | Värden typmiljö                                   |         |
|---------------------------------------------|----------------------------|---------------------------------------------------|---------|
| Välj typmiljö                               | Typmiljö 3a Isälvsdeltan ▼ | Typmiljö #                                        | 11      |
| Ange jordens densitet (kg/dm <sup>3</sup> ) | 1.8                        | Hydr. kond. vert. (m/s)                           | 3.0E-04 |
|                                             |                            | Hydr. kond. hori. (m/s)                           | 3.0E-03 |
|                                             |                            | Porositet $n_e$ (m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> ) | 0.25    |
|                                             |                            | Partitionskoeff. $K_d$ (l/mg)                     | 100.00  |

Figur 5-5 Hydrogeologiska förhållanden i RiskA.

### 5.4.3 Steg 1c: Sannolikheten för utsläpp, $P(U)$

Här anges sannolikheten med ett värde mellan 0-1 för att utsläpp från riskkällan kommer att inträffa. Viktiga faktorer att beakta är dels kunskap om den tekniska funktionen i de system som förekommer vid verksamheten, dels erfarenheter från liknande verksamheter som användaren tidigare besökt. Historiken kring objektet är mycket betydelsefull. Andra intryck kan vara om den aktuella verksamheten verkar välskött eller om verksamheten präglas av oreda och dåligt underhåll.

Som underlag för sannolikhetsbedömningen används en mall under fliken  $P(U)$  i beräkningsverktyget. Mallen är utarbetad för att ge stöd åt sannolikhetsbedömningarna. Syftet är också att standardisera sannolikhetskattningarna så att flera användare ska kunna arbeta med objekt inom samma område och erhålla resultat som är jämförbara. För en enskild användare kan användandet av en mall minska risken för subjektiva bedömningar.

Om statistisk simulering används kan sannolikheten anges i form av en osäkerhetsfördelning. Användaren kan då använda fliken *P händelse* i beräkningsverktyget. En något mera detaljerad beskrivning av

hur en osäkerhetsbedömning av en sannolikhetsskattning görs beskrivs närmare i avsnitt 5.8. Om statistisk simulering inte tillämpas, matas den mest troliga sannolikheten in direkt i den grönfärgade cellen med ledning av informationen i fliken  $P(U)$ .

#### 5.4.4 Steg 1d: Sannolikheten att källbarriär saknas, $P(BK)$

Källbarriärer kan reducera sannolikheten för att ett utsläpp ska kunna spridas till omgivningen. Dess uppgift är att stoppa eller bromsa ett utsläpp och förhindra spridning utanför källområdet. Exempel på källbarriärer kan vara invallning under cisterner som står ovan mark samt hårdgjord yta som utgör barriär mot markinfiltration. Som underlag för sannolikhetsbedömningarna används fliken  $P(BS)$  i beräkningsverktyget.

Om statistisk simulering används kan sannolikheten anges i form av en osäkerhetsfördelning. Användaren kan då använda fliken  $P$  händelse i beräkningsverktyget för att hämta information om de statistiska fördelningar som kan användas. En något mera detaljerad beskrivning av hur en osäkerhetsbedömning av en sannolikhetsskattning görs i beräkningsverktyget beskrivs närmare i avsnitt 5.8. Om statistisk simulering inte tillämpas, matas den mest troliga sannolikheten in direkt i den grönfärgade cellen med ledning av informationen i fliken  $P(BK)$ .

Figur 5-6 visar Excel-verktygets formulär för Sannolikheten för utsläpp och Sannolikheten för att källbarriär saknas.

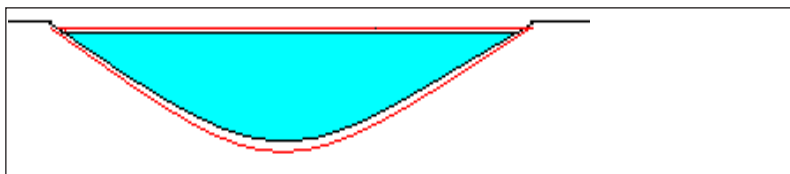
| STEG 1c - 1d: SANNOLIKHET FÖR UTSLÄPP OCH KÄLLBARRIÄR |      | Kommentarer till bedömningar |
|-------------------------------------------------------|------|------------------------------|
| Sannolikhet för utsläpp $P(U)$                        | 0.83 |                              |
| Sannolikhet att källbarriär saknas $P(BK)$            | 0.67 |                              |

Figur 5-6 Sannolikheten för utsläpp och Sannolikheten för att källbarriär saknas i RiskA.

### 5.5 Steg 2: Egenskaper i ytvattendrag

I modellens andra steg anges grundläggande hydrologisk information om de vattendrag som kan transportera föroreningar till vattentäktens intag. Samma parametrar ska specificeras för både huvudrecipient (från vilken råvattenintaget sker) och eventuellt biflöde föroreningen passerar. De parametrar som ska specificeras är:

- o Årsmedelflöde,  $Q$  ( $\text{m}^3/\text{s}$ ). Uppgiften kan hämtas från SMHI.
- o Medelbredd,  $W$  (m). Vattendragets bredd i medeltal längs den aktuella sträckan.
- o Medeldjup,  $d$  (m). Vattendragets djup i medeltal längs den aktuella sträckan.
- o Medellutning (m/m). Vattendragets lutning (gradient) i medeltal längs den aktuella sträckan.
- o Våt perimeter,  $P_w$  (m). Vattenmassans omkrets i vattendraget, se Figur 5-7.
- o Tvärsnittsarea,  $A_w$  ( $\text{m}^2$ ). Vattendragets tvärsnittsarea i medeltal, se Figur 5-7.
- o Ekvivalent sandråhet,  $k_s$  (m). Mått på ojämnheten i ett bottenmaterial.



Figur 5-7 Tvärsnitt av vattendrag där röd linje visar våt perimeter som omsluter blå tvärsnittsarea.

Ytterligare tre parametrar, vilka beräknas utifrån värden på de ovanstående parametrarna, utgör underlag för de hydrauliska beräkningarna i modellen:

- o Hydraulisk diameter,  $D_H$  (m)
- o Medelfriktionshastighet,  $V^*$  (m/s)
- o Längd total omblandning,  $L_{min}$  (m)

Slutligen anges på vilken sida av vattendraget som föroreningen flödar in på i förhållande till råvattenintaget. Detta eftersom det krävs en viss längd innan total omblandning sker i vattendraget (se  $L_{min}$  ovan).

Figur 5-8 visar Excel-verktygets formulär för *Egenskaper i ytvattendrag*.

| STEG 2: EGENSKAPER YTVATTENDRAG          |          |
|------------------------------------------|----------|
| Huvudrecipient                           | Göta älv |
| Årsmedelflöde , $Q$ (m <sup>3</sup> /s)  | 550      |
| Medelbredd, $W$ (m)                      | 60       |
| Medeldjup, $d$ (m)                       | 6        |
| Medellutning, $\theta$ (m/m)             | 0.0001   |
| Våt perimeter $P_w$ (m)                  | 65       |
| Tvärsnittsarea , $A_w$ (m <sup>2</sup> ) | 300      |
| Ekvivalent sandråhet , $k_s$ (m)         | 0.05     |
| Hydraulisk diameter, $D_H$ (m)           | 18.46    |
| Medelfriktionshastighet, $V^*$ (m/s)     | 0.07     |
| Längd total omblandning , $L$ (m)        | 10892.86 |
| Biflöde                                  | Hälsjöån |
| Årsmedelflöde , $Q$ (m <sup>3</sup> /s)  | 2        |
| Medelbredd, $W$ (m)                      | 1.5      |
| Medeldjup, $d$ (m)                       | 0.5      |
| Medellutning, $\theta$ (m/m)             | 0.003    |
| Våt perimeter $P_w$ (m)                  | 3.2      |
| Tvärsnittsarea , $A_w$ (m <sup>2</sup> ) | 0.6      |
| Ekvivalent sandråhet , $k_s$ (m)         | 0.05     |
| Hydraulisk diameter, $D_H$ (m)           | 0.75     |
| Medelfriktionshastighet, $V^*$ (m/s)     | 0.07     |
| Längd total omblandning , $L$ (m)        | 12.38    |

Figur 5-8 Egenskaper i ytvattendrag i RiskA.

## 5.6 Steg 3: Spridning

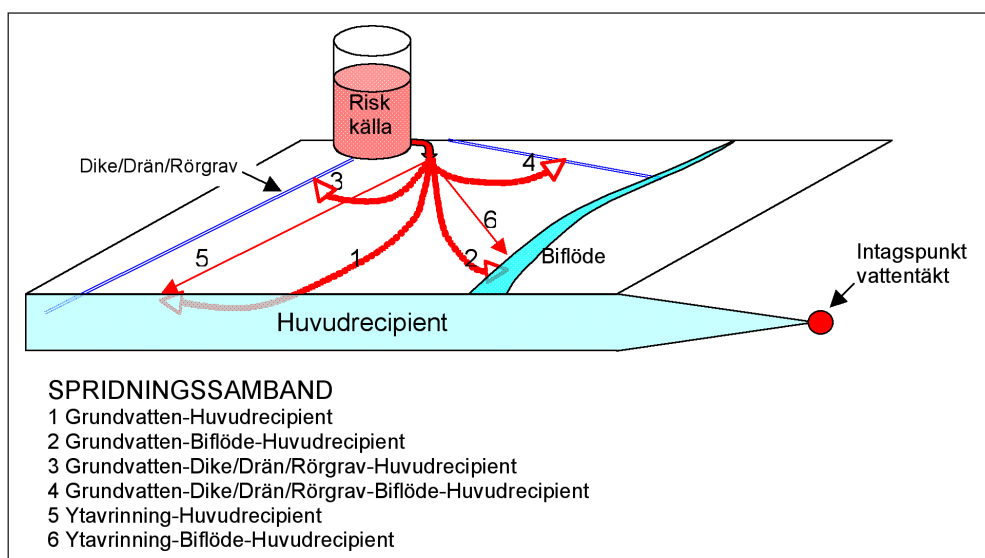
I metodiken antas att spridning mellan riskkälla och skyddsobjekt kan ske längs tre olika *spridningsvägar*:

- Grundvattenflöde
- Ledningsgravar inklusive dräneringsledningar
- Ytvattenflöde inklusive dagvattensystem

I flera fall leder ett utsläpp av en förorening till att föroreningen infiltrerar i marken. Därefter kan den transporteras nedåt i markprofilen till grundvattnet och sedan bort från utsläppsområdet via grundvattenflödet. Det finns flera orsaker till att beakta spridning mellan riskkällan och skyddsobjektet via andra spridningsvägar än transport i grundvatten. Det är exempelvis vanligt att områden har olika typer av "ledare", såsom dräneringsledningar och VA-ledningar, kabelgravar mm, som bidrar till spridning av föroreningar. En annan orsak kan vara att markens infiltrationskapacitet är begränsad eller att föroreningen hamnat på en hårdgjord yta så att spridningen av detta skäl sker via ytvavrinning på markytan, via diken eller via befintliga dagvattensystem.

En komplicerande omständighet är att spridning kan ske via kombinationer av dessa spridningsvägar, exempelvis först via grundvatten-transport till ett ytvattendrag och sedan vidare i ytvattendraget till skyddsobjektet. Vid identifieringen av spridningsvägar bedöms därför *vilka kombinationer* av spridningsvägar som kan förekomma mellan riskkälla och skyddsobjekt (vattentäkt). Ett *spridningssamband* utgörs av en kombination av spridningsvägar som leder hela vägen mellan riskkälla och skyddsobjekt.

Figur 5-9 beskriver de spridningssamband som hanteras i RiskA. Den typiska situationen som modellen kan hantera är en riskkälla som ligger uppströms i ett vattensystem med biflöde och ett vattendrag som utgör huvudrecipient. Huvudrecipienten är råvattentäkt med en intagspunkt belägen nedströms riskkällan.



Figur 5-9 Spridningssamband från en riskkälla till en intagspunkt för vattentäkt. Heldragna röda linjer representerar ytavrinning och streckade röda motsvarar grundvattentransport.

Det geologiska jord- och bergmaterialet som bygger upp ett område påverkar starkt hur föroreningar kan spridas från området. Generellt gäller följande:

- o I lågpermeabla jordar, exempelvis lera och finkornig morän, finns goda förutsättningar för fastläggning av föroreningar och långsam spridning genom den omättade zonen till grundvattenzonen och vidare mot eventuella skyddsobjekt. Massflödet av föroreningar till intilliggande ytvattendrag kan då vara mycket begränsat.
- o En lågpermeabel jord medför att föroreningar kan koncentreras och spridas via dagvatten- och/eller dräneringsledningar, kabelgravar och därmed bidra till en mera omfattande spridning än vad som annars kunnat förväntas.
- o I högpermeabla jordar, exempelvis sand och grus samt i sprickigt berg är föroreningar mer mobila och kan spridas snabbare genom omättade zonen till grundvattenzonen och vidare mot angränsande ytvattendrag. Massflödet av föroreningar kan här bli betydande.
- o I högpermeabla jordar kan ledningar bidra till att föroreningar sprider sig längre bort och i andra riktningar än förväntat.

Kännedom om den geologiska miljön kan därmed indirekt ge information om vilka spridningsvägar man kan förvänta sig från en riskkälla. Är marken lågpermeabel är sannolikheten stor att föroreningar ansamlas i fyllnadsmassor och dräneringsledningar, kabelgravar mm och sprids vidare via denna typ av "ledare". Är marken högpermeabel är sannolikheten större att föroreningar sprids i större omfattning via grundvattentransport.

Som underlag för bedömning av jordart används jordartskartor samt eventuella markundersökningar som gjorts på den specifika platsen. På jordartskartor benämns jordarter åtminstone efter kornstorleken. På äldre geologiska kartor finns benämningar på jordarter som inte längre används, se Figur 5-10, där de äldre benämningarna återges på översta raden. Figuren kan användas som ett (av flera) underlag för bedömning om möjliga spridningsvägar.

| Ler         |  | Mjåla         |                 | Mo            |              | Sand            |               | Grus         |                 | Sten          |                 | Block         |              |                |
|-------------|--|---------------|-----------------|---------------|--------------|-----------------|---------------|--------------|-----------------|---------------|-----------------|---------------|--------------|----------------|
|             |  | Fin-<br>mjåla | Grov-<br>mjåla  | Finmo         | Grovmo       | Mellan-<br>sand | Grov-<br>sand | Fin-<br>grus | Grov-<br>grus   |               |                 |               |              |                |
| Kornstorlek |  | 0,002         | 0,006           | 0,02          | 0,06         | 0,2             | 0,6           | 2            | 6               | 20            | 60              | 200           | 600 2 000 mm |                |
| Fin-<br>ler |  | Fin-<br>silt  | Mellan-<br>silt | Grov-<br>silt | Fin-<br>sand | Mellan-<br>sand | Grov-<br>sand | Fin-<br>grus | Mellan-<br>grus | Grov-<br>grus | Mellan-<br>sten | Grov-<br>sten |              | Grov-<br>block |
| Ler         |  | Silt          |                 |               | Sand         |                 |               | Grus         |                 |               | Sten            |               | Block        |                |

Lågpermeabla jordar

Högpermeabla jordar

Spridning via ledning

Spridning via grundvatten

Figur 5-10 Jordart som underlag för bedömning av möjliga spridningsvägar.



Föroreningar kan också spridas genom ytavrinning, speciellt gäller detta på hårdgjorda ytor av asfalt och hårt packade grusplaner. Föroreningen kan då transporteras till biflöde eller huvudrecipient genom direkt ytavrinning över marken eller via närliggande diken eller dagvatenssystem.

Spridningsdelen av riskberäkningen består av två delsteg:

3a: Sannolikheter för spridningssamband,  $P(S)$

3b: Tillförsel till huvudrecipient

### 5.6.1 Sannolikheter för spridningssamband, $P(S)$

Följande spridningssamband ingår i modellen (se Figur 5-9):

- S1: GVV-HR. Transport via grundvatten och huvudrecipient.* Ett utsläpp av en förorening infiltrerar i marken och transporteras via grundvattnet till ett biflöde som sedan mynnar i huvudrecipienten.
- S2: GV-BI-HR. Transport via grundvatten, biflöde och huvudrecipient.* Ett utsläpp av en förorening infiltrerar i marken och transporteras via grundvattnet till ett biflöde som sedan mynnar i huvudrecipienten.
- S3: GV-DD-HR. Transport via grundvatten, dike/drän/rörgrav och huvudrecipient.* Ett utsläpp av en förorening infiltrerar i marken och transporteras via grundvattnet till ett dike/drän/rörgrav som sedan mynnar i huvudrecipienten.
- S4: GV-DD-BI-HR. Transport via grundvatten, dike/drän/rörgrav, biflöde och huvudrecipient.* Ett utsläpp av en förorening infiltrerar i marken och transporteras via grundvattnet till ett dike/drän/rörgrav som sedan mynnar i ett biflöde vilket i sin tur mynnar i huvudrecipienten.
- S5: YTA-HR. Transport via ytavrinning och huvudrecipient.* Vid ytavrinning förutsätts att marken är så impermeabel att föroreningen åtminstone inte i någon större omfattning kan infiltrera. Här antas att hela utsläppsvolymen med sin ursprungskoncentration kommer att hamna i huvudrecipienten.
- S6: YTA-BI-HR. Transport via ytavrinning, biflöde och huvudrecipient.* Vid ytavrinning förutsätts att marken är så impermeabel att föroreningen åtminstone inte i någon större omfattning kan infiltrera. Avrinningen sker till ett biflöde som sedan mynnar i huvudrecipienten. Också här antas att hela utsläppsvolymen med sin ursprungskoncentration kommer att hamna i biflödet.

I modellen antas att hela föroreningsvolymen sprids längs någon av de ovanstående spridningsvägarna.

Användaren anger inte direkt sannolikheter för respektive spridningssamband. För att förenkla sannolikhetsskattningen för spridningssambanden gör användaren istället en skattning av sannolikheten för följande fem händelser:

1. Sannolikhet att föroreningen infiltrerar markytan?
2. Sannolikhet att grundvattenflödet avleds via dike/drän?
3. Sannolikhet att dike/drän mynnar i biflöde till huvudrecipienten?
4. Sannolikhet att grundvattnet strömmar direkt till biflöde till huvudrecipienten?
5. Sannolikhet att föroreningen avrinner på markytan till ett biflöde till huvudrecipienten?

Användaren besvarar dessa frågor genom att ange sannolikheter. Utifrån angivna sannolikheter beräknar beräkningsverktyget sedan sannolikheten för respektive spridningssamband.

Vid bedömningen av sannolikheten som berör spridning via grundvattenflöde beaktas huruvida det finns en hydraulisk förbindelse mellan riskkällan och annan möjlig spridningsväg som står i förbindelse med skyddsobjektet (ytvatten eller ledningsgrav). Bedömningarna görs med avseende på följande faktorer:

- grundvattnets flödesriktning
- förekomsten av flödesbarriärer i form av exempelvis bergsklackar, jordartsgränser eller hårdgjorda ytor
- det geologiska materialets sammansättning

Mycket viktig information är grundvattennivåer och uppgifter om grundvattnets flödesriktning. Grundvatten strömmar normalt mot lågpunkter i terrängen och utströmningsområden för grundvatten är sjöar, vattendrag och kustområden. Underlag för denna bedömning är topografiska/ekonomiska kartor i lågpermeabla jordar, exempelvis morän- eller lerområden eftersom grundvattnets flödesriktning oftast stämmer väl överens med ytvavrinningen. I högpermeabel jord, exempelvis isälvmaterial (grus och sand), bör utgångsläget vara att flödesriktningen är svår att bedöma om inte särskild information om detta finns.

Viktiga underlag är också geologiska kartor eller utförda geotekniska undersökningar från byggtiden. Dessa underlag kan också ge information om det finns några fysiska flödesbarriärer som exempelvis bergklackar eller jordartsgränser.

Vid bedömningen av sannolikheter för de olika spridningssambanden har två mallar utarbetats som stöd,  $P(SG)$  och  $P(SDD)$ .  $P(SG)$  beskriver ett underlag för bedömning av sannolikheten att spridning via grundvattnet ska vara möjlig.  $P(SDD)$  beskriver ett underlag för att spridning ska kunna ske via ledningsgravar och dräneringsledningar. Mallarna finns som särskilda flikar i beräkningsprogrammet RiskA. Spridning i biflöden och huvudrecipient förutsätts kunna ske om förorening når fram till dessa.

Efter en besiktning av området och dess geologiska förhållanden gör användaren en sannolikhetsskattning för de fem ovanstående frågorna/händelserna (se Figur 5-10). Som hjälp finns flikarna  $P(SG)$  och  $P(SDD)$ . Om statistisk simulering används kan sannolikheten anges i form av en osäkerhetsfördelning. Användaren kan då använda fliken  $P$  händelse i beräkningsverktyget för att hämta information om de statistiska fördelningar som kan användas. En något mera detaljerad beskrivning av hur en osäkerhetsbedömning av en sannolikhetsskattning görs i beräkningsverktyget beskrivs närmare i avsnitt 5.8. Om statistisk simulering inte tillämpas, matas den mest troliga sannolikheten in direkt i den grönfärgade cellen med ledning av informationen i flikarna  $P(SG)$  och  $P(SDD)$ .



### 5.6.2 Tillförsel till huvudrecipient

Total omblandning av en förorening som tillförs ett vattendrag sker inte förrän efter en viss sträcka, beroende på vattendragets egenskaper. För en relevant haltberäkning, måste användaren därför ange om tillförseln till huvudrecipienten sker på samma sida som det aktuella råvattenintaget eller på motsstående sida. I beräkningsprogrammet markerar användaren därför på vilken sida tillförseln sker. Figur 5-11 visar Excel-verktygets formulär för *Spridning*.

| STEG 3a. SANNOLIKHETER FÖR SPRIDNINGSSAMBAND                                             |      |  | Kommentarer till bedömningar |
|------------------------------------------------------------------------------------------|------|--|------------------------------|
| Sannolikhet att föroreningen infiltrerar markytan                                        | 0.50 |  |                              |
| Sannolikhet att grundvattenflödet avleds via dike/drän                                   | 0.83 |  |                              |
| Sannolikhet att dike/drän mynnar i biflöde till huvudrecipienten                         | 0.67 |  |                              |
| Sannolikhet att grundvattnet strömmar direkt till biflöde till huvudrecipienten          | 0.33 |  |                              |
| Sannolikhet att föroreningen avrinner på markytan till ett biflöde till huvudrecipienten | 0.67 |  |                              |

| Spridningssamband                               | Förkortning    | Sannolikhet |
|-------------------------------------------------|----------------|-------------|
| S1 Grundvatten-Huvudrecipient.                  | GV - HR        | 0.06        |
| S2 Grundvatten-Biflöde-Huvudrecipient.          | GV - BI - HR.  | 0.03        |
| S3 Grundvatten-Dike/Drän-Huvudrecipient         | GV - DD - HR.  | 0.14        |
| S4 Grundvatten-Dike/Drän-Biflöde-Huvudrecipient | GV-DD-BI-HR.   | 0.28        |
| S5 Ytavrinning-Huvudrecipient                   | YTA - HR.      | 0.17        |
| S6 Ytavrinning-Biflöde-Huvudrecipient           | YTA - BI - HR. | 0.33        |

| STEG 3b: TILLFÖRSEL TILL HUVUDRECIPIENT                                                            |                                             |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------|
| Markera var tillförsel av förorening till huvudrecipienten sker i förhållande till råvattenintaget | <input checked="" type="radio"/> Samma sida |
|                                                                                                    | <input type="radio"/> Motsatt sida          |
| 1                                                                                                  |                                             |

Figur 5-11 Spridning i RiskA.

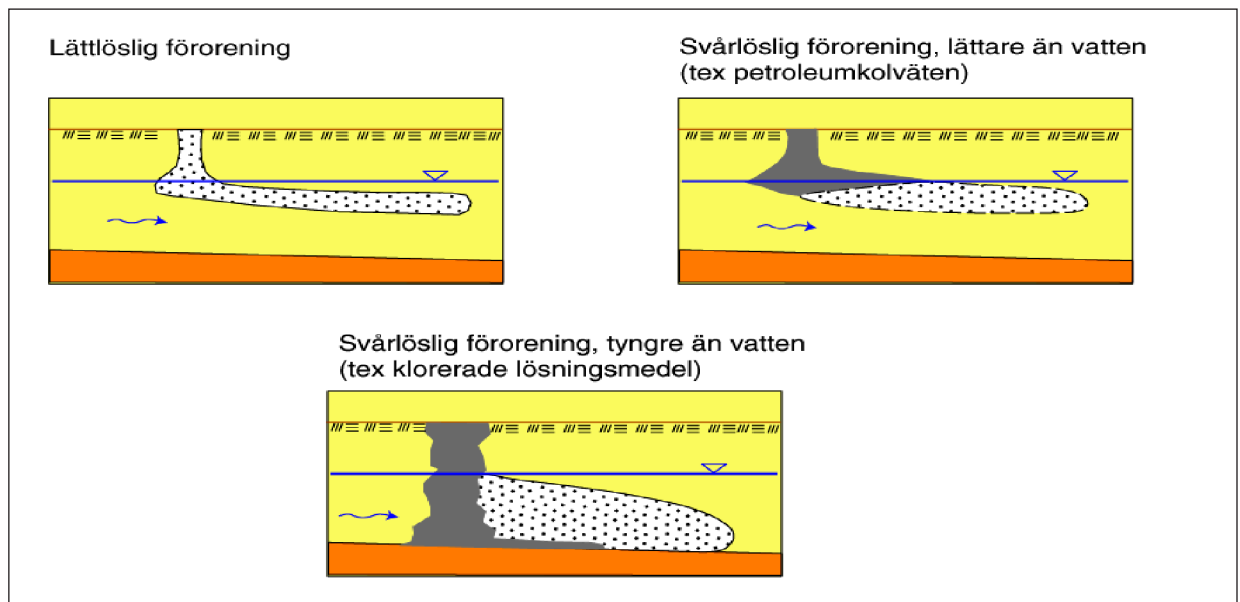
## 5.7 Steg 4: Halter och risknivåer

Det avslutande steget innebär att halter vid råvattenintaget beräknas. Här gör användaren inga inmatningar i beräkningsverktyget. Om statistisk simulering använts görs utifrån haltberäkningen en kvantitativ beräkning av sannolikheten att gällande gränsvärde ska överskridas. Om inte simulering utförts jämförs den beräknade halten med gränsvärdet, vilket resulterar i en kvalitativ klassificering av risknivån. Risknivån anges för varje specifik spridningsväg och därefter en samlad bedömning av den totala risken via samtliga spridningssamband. Nedan beskrivs översiktligt transportprocesser och hur beräkningar av föroreningshalter görs i RiskA.

### 5.7.1 Transport i mark och grundvatten – allmänt

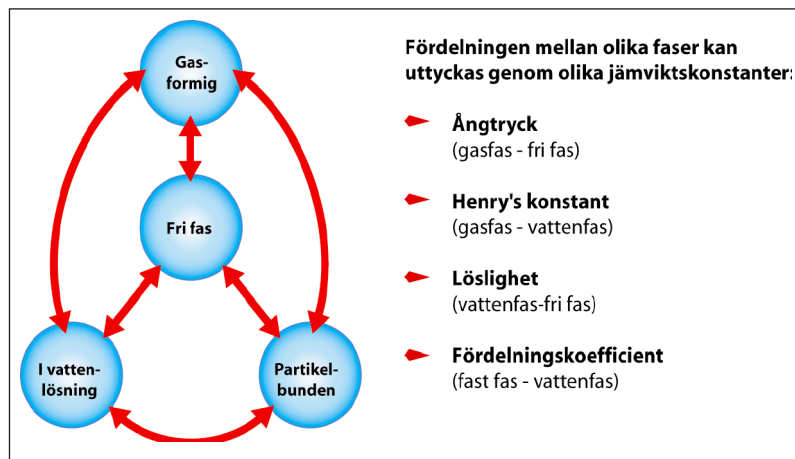
Transport av föroreningar i mark och grundvatten är en komplex process, som styrs av dels föroreningens egenskaper (bl.a. fysikaliska, kemiska och toxiska), dels det geologiska mediets egenskaper (bl.a. stratigrafi, textur, pH och redox-förhållanden). Även hur föroreningens utsläpp skett och föroreningens storlek (källstyrka) är faktorer som kan inverka på spridningsförloppet.

Spridningen av en förorening i vätskefas styrs av vätskans egenskaper, främst dess vattenlöslighet. En vätska med mycket låg vattenlöslighet, såsom bensin och diesel, kan uppträda som en mer eller mindre sammanhängande egen fri fas i grundvattenzonen, om produkten tillförts i tillräcklig stor mängd. Bensin eller olja har lägre densitet än vatten och kan således ”flyta” på en grundvattenyta. Klorerade lösningsmedel har däremot högre densitet än vatten och sjunker därför i ett grundvattenmagasin om medlet kommit ut i tillräcklig omfattning. Förhållandena illustreras i figur 5-12.



Figur 5-12 Spridningsmönster i grundvatten vid olika typer av vätskor (Rosén et al., 2007b).

En förorening kan finnas i fri fas (vätskor med låg löslighet i vatten), partikelbundna, i vattenlösning eller i gasform. Fördelningen av föroreningen mellan olika faser styrs av olika jämviktskonstanter, se Figur 5-13.



Figur 5-13 Fördelning av förorening mellan olika faser (Rosén et al., 2007b).

För föroreningar bestående av flera olika typer av ämnen, såsom bensin eller diesel, skiljer sig fördelningen av de olika ingående komponenterna mellan faserna beroende på att vattenlöslighet och flyktighet kan skilja sig markant mellan olika komponenter. Flera olika processer styr hur en förorening transporteras i mark och grundvatten. Fem huvudsakliga processer brukar urskiljas:

- Advektion – flödesberoende transport
- Dispersion – spridning av föroreningar beroende på olika flödeslängd och friktion genom transportmediet (exempelvis jordens por-system)
- Diffusion – koncentrationsutjämning, exempelvis i jordens por-system, till följd av termodynamiska processer.
- Retardation – uppbromsning av föroreningstransporten genom olika fastläggnings- (sorptions-) processer.
- Nedbrytning – omvandling av ämnen över tiden, exempelvis av organsiska och radioaktiva ämnen. Processen kan även vara omvänd med en tillväxt, exempelvis vid spridning av bakterier under gynnsamma förhållanden.

De geologiska mediernas (d.v.s. jordlagrens eller berggrundens) egenskaper har avgörande betydelse för transporten. Ju högre finmaterialhalten (halten ler och silt) är, desto större möjligheter till retarderande verkan har det geologiska mediet för de föroreningstyper som kan fastläggas (sorberas). Detta beror på att fastläggningen till jordpartiklarna kan öka till följd av större specifik yta vid ökande finmaterialhalt. I mera genomsläppliga jordarter kan vattenlösliga och flyktiga föroreningsskomponenter spridas snabbare och längre än i mindre genomsläppliga. I lågpermeabla jordar kan dock diffusionen vara en betydelsefull transportprocess. För föroreningar med starkt uttalad benägenhet att bindas till den fasta fasen är spridningen begränsad oavsett jordartens genomsläpplighet.

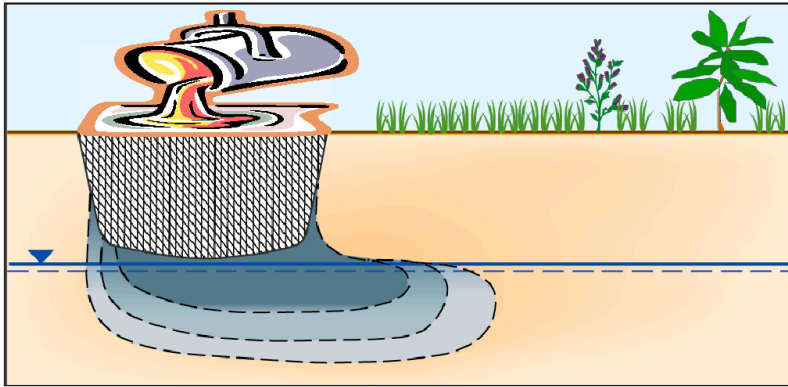
Andra faktorer som påverkar transporten är föroreningens omvandlings- och nedbrytningsegenskaper samt vilka interaktioner som sker med det geologiska mediet. Förutom finmaterialhalten i jordlagren kan halten organiskt material, pH och redoxförhållanden i jordlager och

grundvatten ha helt avgörande inverkan på föroreningsspridningen. I vilken riktning och omfattning sådana faktorer inverkar beror på föroreningstyp, koncentrationsnivåer etc.

### 5.7.2 Beräkning av föroreningstransport i mark och grundvatten

Som framgår av ovan är föroreningstransport i mark och grundvatten mycket komplicerat och för detaljerade beräkningar krävs ingående information om hydrogeologiska förhållanden, mark- och vattenkemi samt föroreningens egenskaper. Vid relativt översiktliga riskbedömningar, som med RiskA, finns emellertid ingen möjlighet att utföra detaljerade spridningsberäkningar. För en relevant riskbedömning är det ändå nödvändigt att kunna göra en uppskattning av storleksordningen på föroreningstransporten i mark och grundvatten mellan riskkällan och grundvattnets utströmningspunkt till ytvatten.

I beräkningsmodellen antas att i de fall föroreningen kan infiltrera markytan sker transporten genom den omättade zonen som ett s.k. kolvflöde inom den utsläppsarea som angivits, se Figur 5-14.



Figur 5-14 Schematisk beskrivning av antagande om s.k. kolvflöde där den utsläppta föroreningsvolymen tränger ner vertikalt till grundvattenzonen inom utsläppsarean (efter Rosén et al., 2007b).

Hela utsläppsvolymen antas tränga ner genom den omättade zonen. Den volym  $V_o$  som överskrider den tillgängliga porvolymen antas tillföras grundvattenzonen momentant:

$$V_o = V_u - A_u \cdot D \cdot n_e \text{ (m}^3\text{)} \quad (\text{ekv 5.1})$$

där  $V_u$  = utsläppsvolymen (m<sup>3</sup>)  
 $D$  = djupet till grundvattenytan (m)  
 $n_e$  = flödesporositeten (-)

Under transporten genom den omättade zonen antas att ingen utspädning sker och att föroreningen därmed når grundvattnet i sin ursprungliga koncentration,  $C_0$ .

För beräkningar av föroreningstransporten med grundvattnet används i RiskA en analytisk lösning för tredimensionell spridning med hänsyn till advektion, diffusion, dispersion, sorption och nedbrytning, se Baetslé (1969) och Fetter (1998). I beräkningarna antas att föroreningen kan lösas i grundvatten i den koncentration som föroreningen har där den lagras eller hanteras på platsen. Modellen beräknar föroreningshalten  $C$  i grundvattnet vid positionen  $x, y, z$  (där  $x$  är avståndet i grundvattnets flödesriktning) efter tiden  $t$  för en momentan tillförsel ("slug injection") av förorening till grundvattenzonen:

$$C(x,y,z,t) = \left[ \frac{C_0 V_0}{8 (\pi t)^{1.5} (D_x D_y D_z)^{0.5}} \right] \exp \left[ -\frac{(x-v_c t)^2}{4 D_x t} - \frac{y^2}{4 D_y t} - \frac{z^2}{4 D_z t} - \lambda t \right] \quad (\text{mg/l}) \quad (\text{ekv 5.2})$$

där  $x, y, z$  = avstånden från föroreningskällan i  $x, y, z$ -led (m)  
 $C_0$  = föroreningens koncentration vid utsläppspunkten (g/m<sup>3</sup> = mg/l)  
 $V_0$  = föroreningens volym vid utsläppspunkten (m<sup>3</sup>)  
 $D_x, D_y, D_z$  = hydrodynamisk dispersionskoefficient i  $x, y, z$ -led (m<sup>2</sup>/s)  
 $t$  = tiden från utsläppstillfället (s)  
 $v_c$  = föroreningens medelhastighet (m/s)  
 $\lambda$  = föroreningens nedbrytningshastighet (s<sup>-1</sup>)

Den hydrodynamiska dispersionskoefficienten  $D$  är en funktion av grundvattenflödets medelhastighet och det geologiska materialets dispersions- och diffusionsegenskaper:

$$D = \alpha v_w + D^* = \frac{\alpha K i}{n_e} + D^* \quad (\text{m}^2/\text{s}) \quad (\text{ekv 5.3})$$

där  $\alpha$  = dispersiviteten (m)  
 $v_w$  = grundvattnets medelhastighet (m/s)  
 $K$  = det geologiska materialets hydrauliska konduktivitet (m/s)  
 $i$  = den hydrauliska gradienten (m/m)  
 $n_e$  = det geologiska materialets flödesporositet (-)  
 $D^*$  = diffusionskoefficient (m<sup>2</sup>/s)

Dispersiviteten är beroende av den skala för vilken modellen används och kan uppskattas enligt följande empiriska samband (Xu & Eckstein, 1995):

$$\alpha_x = 0.83 (\log x)^{2.414} \quad (\text{m}) \quad (\text{ekv 5.4})$$

där  $x$  = avståndet i grundvattnets flödesriktning (m)

För  $y$ - och  $z$ -led antas att dispersiviteten är 10 % av  $\alpha_x$ .

Föroreningsens medelhastighet,  $v_c$ , är en funktion av grundvattnets medelhastighet och föroreningsens förmåga att fastläggas vid det geologiska materialet. Fastläggningen, eller sorptionen, beskrivs med partitionskoefficienten  $K_d$ , vilken beskriver relationen mellan löst ämne och fast fas. Föroreningsens medelhastighet,  $v_c$ , kan skrivas som:

$$V_c = \frac{V_w}{R} = \frac{V_w}{1 + \frac{\rho_b}{\theta} K_d} \quad (\text{m/s}) \quad (\text{ekv 5.5})$$

där  $R$  = retardationskoefficienten (-)  
 $\rho_b$  = det geologiska materialets bulkdensitet (mg/l)  
 $K_d$  = partitionskoefficient (l/mg)  
 $\theta$  = fukthalt (porositet för mättade förhållanden) (-)

Utifrån ekv 5.2 beräknas föroreningshalten vid en utströmningspunkt i ett dike, drän, rörgrav, biflöde eller huvudrecipient. Haltberäkningen sker i utgångsläget i grundvattenströmningens huvudriktning ( $x$ -led), men kan med modellen beräknas för alla punkter  $x$ ,  $y$ ,  $z$  för vald tidpunkt  $t$ .

Vid föroreningsens utströmningsområde beräknas massflödet (fluxen) av föroreningar till ytvattnet som:

$$F_u = \frac{C_u}{Q_u} \quad (\text{g/s}) \quad (\text{ekv 5.6})$$

där  $C_u$  = föroreningsens koncentration vid utströmningsområdet (mg/l)  
 $Q_u$  = grundvattenflödet vid utströmningsområdet ( $\text{m}^3/\text{s}$ )

Eftersom det sker en spridning av föroreningen i både horisontell led ( $y$ ) och vertikal led ( $z$ ) relativt grundvattnets flödesriktning ( $x$ ) måste massflödet beräknas över hela den "föroreningsfront" som når ytvattendraget. Det totala massflödet beräknas genom att summera föroreningshalterna längs alla strömbanor  $j = 1 \dots N$  inom hela föroreningsfronten vid den tidpunkt  $t_{max}$  när den maximala koncentrationen når utströmningsområdet:

$$F_u(t_{max}) = \sum_{j=1}^N \frac{C_{u,j}(t_{max})}{Q_{u,j}(t_{max})} \quad (\text{g/s}) \quad (\text{ekv 5.7})$$

Belastningen av förorening ut i recipienten är nu känd och föroreningshalten vid råvattenintaget kan beräknas med en spridningsmodell för ytvattendrag. Under transport i diken, dräner och rörgravar antas att ingen utspädning sker och att föroreningsens massflöde således inte förändras under denna transport.

### 5.7.3 Spädning och omblandning i vattendrag

När föroreningen når ett vattendrag beräknas den koncentration som föroreningen uppträder i vid råvattenintaget. Beräkningarna styrs av vattendragens karakteristik (se avsnitt 5.5) samt beräknade massflöden av föroreningar via grundvattentransport eller via diken, ledningsgravar och dräneringar.

Beräkningsmodellen (Chanson, 2004) som används bygger på att koncentrationen av en förorening utjämnas över vattendragets tvärsnitt efter en transportsträcka som är beroende på vattendragets karaktär. Chanson (2004) anger ett par tumregler som är användbara för att överslagsmässigt beräkna hur lång transportsträcka i ett vattendrag som krävs för att ett punktutsläpp ska bli väl omblandat vertikalt samt över hela tvärsnittet:

- Föroreningar blir vertikalt välblandade inom ett avstånd av ca 50 gånger vattendjupet.
- För att uppnå en bra blandning tvärs över vattendraget då spårämnet släpps i som en punktkälla mitt i vattendraget, krävs transportlängder som är cirka 100-300 gånger vattendragets bredd.

För att beräkna den sträcka  $L_{min}$  som behövs för att koncentrationen av en förorening i vattendraget ska vara helt utjämnad över tvärsnittet används följande ekvation, Chanson (2004).

$$L_{min} \sim 0,4 \frac{VW^2}{\varepsilon_t} \quad (\text{m}) \quad (\text{ekv 5.8})$$

där  $V$  = kvoten mellan årsmedelflöde  $Q$  ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) och vattendragets tvärsnittsarea  $A_w$  ( $\text{m}^2$ )  
 $W$  = vattendragets medelbredd (m)  
 $\varepsilon_t$  = transversell omblandningskoefficient ( $\text{m}^2/\text{s}$ )

Den transversella omblandningskoefficienten är en funktion av vattendragets djup ( $d$ ), tvärsnittsarea ( $A_w$ ), den våta perimetern ( $P_w$ ) och vattendragets medellutning ( $\theta$ ):

$$\varepsilon_t = 0,6d \sqrt{g \frac{A_w}{P_w} \sin \theta} \quad (\text{m}^2/\text{s}) \quad (\text{ekv 5.9})$$

Definitionen av utjämnad koncentration,  $C_L$ , är att koncentrationen ligger 5 % från medelvärdet tvärs över tvärsnittet. Ekvationen gäller då föroreningen släpps ifrån kanten av vattendraget.

Nedströms sträckan  $L$  gäller följande samband för att bestämma den maximala koncentrationen i föroreningsplymen  $C_{\max,L}$  i vattendraget.

$$C_{\max,L} = \frac{M}{A \sqrt{4\pi K \frac{X}{V}}} \quad (\text{mg/l}) \quad (\text{ekv 5.10})$$

där  $M$  = massa ( $\text{g/m}^3$ )  
 $A_w$  = vattendragets tvärsnittsarea ( $\text{m}^2$ )  
 $K$  = longitudinell dispersionskoefficient ( $\text{m}^2/\text{s}$ )  
 $X$  = sträckan från utsläppspunkt till utflöde  
i huvudrecipient eller råvattenintag ( $\text{m}$ )

Mätningar i naturliga vattendrag visar enligt Chanson (2004) att  $K$  kan uppskattas inom en faktor 4 med:

$$K = 0,011 \frac{V^2 W^2}{d V^*} \quad (\text{m}^2/\text{s}) \quad (\text{ekv 5.11})$$

där  $V^*$  är vattendragets friktionshastighet:

$$V^* = \sqrt{\frac{g D_H}{4 \sin \theta}} \quad (\text{m/s}) \quad (\text{ekv 5.12})$$

där  $g$  = gravitationen ( $\text{m/s}^2$ )  
 $W$  = vattendragets bredd ( $\text{m}$ )  
 $d$  = vattendragets medeldjup ( $\text{m}$ )  
 $D_H$  = hydraulisk diameter, eller ekvivalent rördiametern ( $\text{m}$ ).

Den hydrauliska diametern en kvot mellan tvärsnittsarean  $A_w$  och den våta perimeter  $P_w$ .

$$D_H = \frac{4 A_w}{P_w} \quad (\text{m}) \quad (\text{ekv 5.13})$$

Föroreningskoncentrationen vid råvattenintaget är beroende av om intaget ligger på samma eller motsatt sida av vattendraget i förhållande till utsläppet. Om utsläppet sker på samma sida beräknas koncentrationen genom att interpolera linjärt mellan begynnelsekoncentrationen vid utsläppet och koncentrationen vid  $L$  enligt följande.

$$C_{\max,ss} = C_{\max,L} + \left[ \frac{C_0 - C_{\max,L}}{L} \times (L - X) \right] \quad (\text{mg/l}) \quad (\text{ekv 5.14})$$

Om råvattenintaget ligger på motsatta sidan interpoleras värdet på koncentrationen i det tänkta  $L$  mot noll i koncentration på motsatta sida av vattendraget mitt emot utsläppspunkten.

$$C_{\max,ms} = \frac{C_{\max,L}}{L} \cdot X \quad (\text{mg/l}) \quad (\text{ekv 5.15})$$

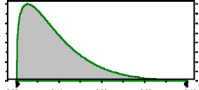
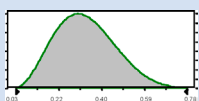
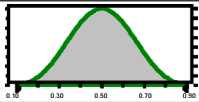
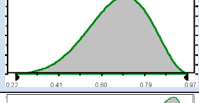
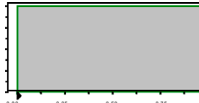


Metoden är en förenkling som har valts för att lösa problematiken med koncentrationsberäkningar i området mellan utsläppspunkten och *L*. Metoden har ansetts ge ett resultat som är rimligt för graden av noggrannhet i RiskA.

## 5.8 Osäkerhetsanalys – statistisk simulering

För att hantera de osäkerheter som är förknippade med flera av riskmodellens variabler kan statistiska fördelningar användas för att beskriva dessa osäkerheter. Användaren behöver exempelvis inte ange ett specifikt värde för sannolikheten att en viss händelse skall inträffa, utan endast ett rimligt intervall för denna sannolikhet. Vid bedömningen av osäkerheten i sannolikhetsskattningar används informationen i Tabell 5-1 som underlag.

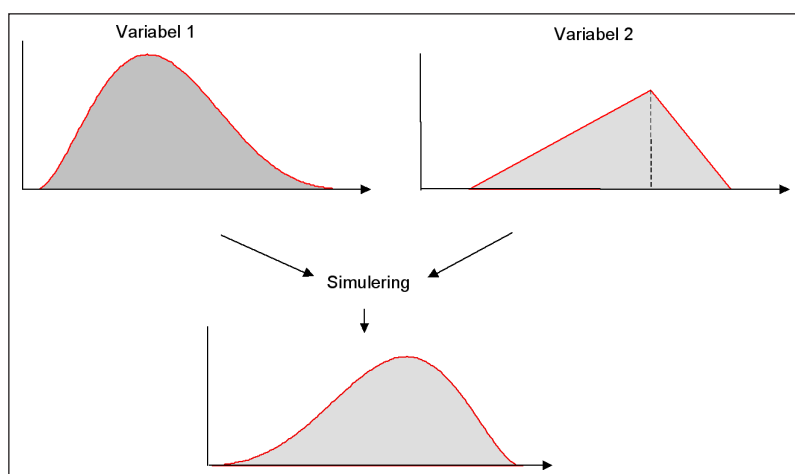
Tabell 5-1 Underlag för bedömning av sannolikheter av ingående händelser. I de fall ingen av de föreslagna sannolikhetsklasserna är tillämpliga görs en egen bedömning av mest trolig, lägsta rimliga (5-percentilen  $P_{05}$ ), och högsta rimliga sannolikhet (95-percentilen  $P_{95}$ ).

| Bedömd sannolikhetsklass                              | Mest trolig sannolikhet | Lägsta rimliga sannolikhet ( $P_{05}$ ) | Högsta rimliga sannolikhet ( $P_{95}$ ) | Osäkerhetsfördelning (beta-fördelning)                                                |
|-------------------------------------------------------|-------------------------|-----------------------------------------|-----------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------|
| Händelsen kan säkert inte inträffa/har inte inträffat | 0.00                    | 0.00                                    | 0.00                                    | Ingen osäkerhet                                                                       |
| Mycket låg                                            | 0.10                    | 0.05                                    | 0.35                                    |  |
| Låg                                                   | 0.30                    | 0.15                                    | 0.55                                    |  |
| Måttlig                                               | 0.50                    | 0.25                                    | 0.75                                    |  |
| Hög                                                   | 0.70                    | 0.45                                    | 0.85                                    |  |
| Mycket hög                                            | 0.90                    | 0.65                                    | 0.95                                    |  |
| Händelsen har säkert inträffat/kommer att inträffa    | 1.00                    | 1.00                                    | 1.00                                    | Ingen osäkerhet                                                                       |
| Vet ej – ingen som helst information tillgänglig      | -                       | 0.00                                    | 1.00                                    |  |

Osäkerheterna i sannolikhetsbedömningarna representeras av en s.k. betafördelning, vars utseende och form anpassas efter hur mycket information som finns om den aktuella händelsen, se Tabell 5-1. Betafördelningen används ofta för att bedöma osäkerheter i proportioner och sannolikheter. I fliken *P händelser* i RiskA finns de olika sannolikhetsklasserna i Tabell 5-1 angivna med betafördelningen. Med hjälp av programmet Crystal Ball®, som är en tilläggsmodul till Excel, kan användaren hämta informationen om de statistiska fördelningarna och lägga i dem i objektsformuläret. I kommentarsrutorna i RiskA finns närmare beskrivning av tillvägagångssättet.

På ett liknande sätt hanteras osäkerheter i bedömning av olika ingångsvärden för modellens haltberäkningar. Här används speciellt angivna fördelningar vilka ansetts lämpliga för respektive typ av data, såsom exempelvis normalfördelning och lognormalfördelning.

En osäkerhetsbedömning kan göras för alla ingångsdata som är markerade med grön färg i objektformuläret för RiskA. Utifrån dessa bedömningar görs sedan med hjälp av statistisk simulering (Monte Carlo) i Crystal Ball® en skattning av den totala osäkerheten för haltberäkningen. Statistisk simulering beskrivs principiellt i Figur 5-15.



Figur 5-15 Principiell beskrivning av statistisk simulering (Monte Carlo).

Utifrån osäkerhetsfördelningen från den statistiska simuleringen kan en kvantifiering göras av sannolikheten att gränsvärdet för råvattenkvalitet överskrids vid vattentäktens intagspunkt. I de fall modellens ingående variabler inte representeras med hjälp av osäkerhetsfördelningar kan inte statistisk simulering utföras. I sådana fall uppskattas risknivån kvalitativt genom ett klassificeringsförfarande, se avsnitt 5.9.

## 5.9 Uppskattning av risknivå

Som ett mått på risken att tillåtna halter i råvattnet ska överskridas uppskattas sannolikhet för att halten av föroreningen i vattnet vid råvattenintaget överskrider föreslagna gränsvärden. Uppskattningen av risknivån görs *för varje identifierat spridningssamband* och därefter görs en uppskattning av den totala risknivån från den specifika riskkällan.

Riskenivåerna kan skattas kvantitativt eller kvalitativt. För en kvantitativ riskuppskattning krävs att osäkra variabler representeras av statistiska osäkerhetsfördelningar och att Monte Carlo simulering utförs med programvara Crystal Ball®.

Vid en kvantifiering av riskenivåer beräknas riskenivån för varje spridningssamband  $S_n$  ( $n = 1 \dots 6$ ) enligt följande:

$$P_{S_n} = P(U)P(BK)P(C_{S_n} > C_g) \quad (\text{ekv 5.16})$$

Där  $P(U)$  = sannolikheten att utsläpp ska ske  
 $P(BK)$  = sannolikheten att källbarriär saknas  
 $P(C_{S_n} > C_g)$  = sannolikheten att halten  $C$  skall överskrida gränsvärdet  $C_g$  pga transport via spridningssambandet  $S_n$

Den totala riskenivån  $P_{tot}$  för alla spridningssamband beräknas enligt följande:

$$P_{tot} = 1 - (1 - P_{S1})(1 - P_{S2})(1 - P_{S3})(1 - P_{S4})(1 - P_{S5})(1 - P_{S6}) \quad (\text{ekv 5.17})$$

I de fall statistisk simulering (Monte Carlo) utförts redovisas den totala osäkerhetsnivåns osäkerhet genom angivelse av 5-, 50- (median) och 95-percentilerna.

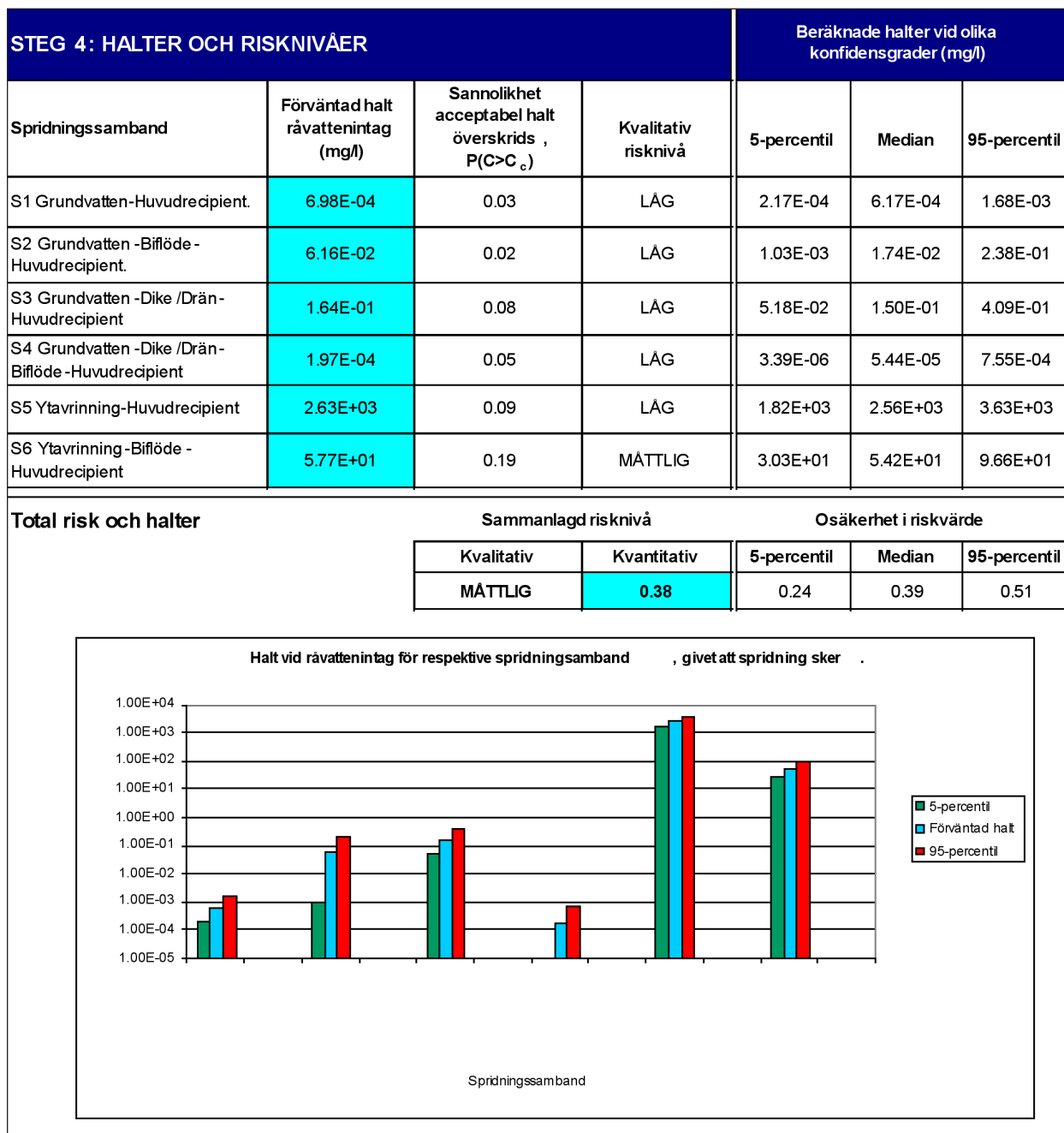
Vid en kvalitativ riskbedömning jämförs den beräknade halten med gränsvärdet och en klassificering av riskenivån görs enligt Tabell 5-2. Förfarandet är likartat det som tillämpas av Naturvårdsverket (1999) i Bedömningsgrunder för miljö kvalitet.

Tabell 5-2 Kvalitativ klassificering av riskenivåer.

| Halt                                 | Risiklass  |
|--------------------------------------|------------|
| Under gränsvärde                     | Låg        |
| Gränsvärde – 3 ggr gränsvärde        | Måttlig    |
| 3 ggr gränsvärde – 10 ggr gränsvärde | Hög        |
| Mer än 10 ggr gränsvärde             | Mycket hög |

## 5.10 Redovisning av riskenivå och halter

Beräkningarna av halter redovisas tillsammans med riskmåten i RiskA:s objektformulär enligt Figur 5-16. I de fall statistisk simulering utförts redovisas både kvantitativa och kvalitativa riskenivåer. Vid statistisk simulering redovisas också osäkerheterna för såväl den totala riskenivån som haltberäkningarna i form av 5-, 50- (median) och 95-percentiler för de simulerade värdena. Haltberäkningarna redovisas i en särskild graf.



Figur 5-16 Redovisning av risknivåer och haltberäkningar i RiskA.

## 6 Diskussion och slutsatser

För att uppfylla intentionerna i det europeiska ramdirektivet för vatten och verka för en ökad säkerhet i dricksvattenförsörjningen finns ett stort behov av riskanalyser av råvatten. Detta eftersom våra vattenverk är konstruerade och dimensionerade för en viss råvattenkvalitet. Samtidigt kan det vara en oöverstiglig uppgift för dricksvattenleverantören att från grunden värdera riskerna från varje riskkälla. Verksamhetsutövaren för riskkällan ansvarar för den påverkan den kan ge och har också bäst förutsättningar för att beskriva riskerna. Det har dock visat sig att även verksamheter med god medvetenhet om att man är en potentiell riskkälla för vattenförsörjning och omfattande riskanalyser för sin verksamhet inte analyserat just denna risk. Det finns numera goda möjligheter att kräva in riskanalyser med avseende på vattenförsörjningen till exempel genom att inkludera i föreskrifter för vattenskyddsområden. För att de riskanalyser som tas fram ska bli användbara behöver vattentjänstbranschen ange vad som är relevant ut vattenförsörjningssynpunkt.

En välgrundad riskanalysmetodik för råvatten där olika potentiella riskkällor bedöms på ett likartat och strukturerat sätt skulle medföra att olika riskkällor kan jämföras med varandra. Det skulle också möjliggöra en bedömning av den totala riskbilden för hela avrinningsområden och delavrinningsområden. Därmed skulle det också finnas ett underlag för välgrundade jämförelser och prioriteringar av skyddsåtgärder.

Ett övergripande syfte med detta arbete har varit att utarbeta en grund för riskanalyser med avseende på olycksartade utsläpp vid potentiella riskkällor. Arbetet har i första hand inriktats mot följande:

1. Framtagande av förslag till haltkriterier för råvatten. Dessa kriterier ska ses som möjliga halter vilka inte bör överskridas för att riskerna i behandlings- och distributionsleden ska vara acceptabla.
2. Framtagande av en metodik för riskanalys av potentiella hot mot råvattenkvaliteten. Arbetet har begränsats till olycksartade utsläpp vid punktkällor samt för kemiska utsläpp. Arbetet har resulterat i en grundmodell för riskanalys som senare kan kompletteras med metoder för diffusa riskkällor och mikrobiologiska föroreningar.

Den framtagna riskanalysmodellen har följande viktiga tillämpningsområden:

- Kvalitativ bedömning av risknivån för varje föroreningskälla. Utifrån en bedömning av riskkällans egenskaper och spridningsförhållanden mellan riskkälla och råvattenintag ger modellen en kvalitativ bedömning av risken att ett specifikt råvattenkrav inte är uppfyllt. Riskbedömningen ges i termer av låg, måttlig, hög eller mycket hög risk.
- Kvantitativ beräkning av risknivå för varje enskild riskkälla. Användaren kan välja att utföra kvantitativa skattningar av

riskkällans egenskaper och spridningsförhållanden, vilket resulterar i en kvantitativ beräkning av risknivån. Risknivån uttrycks i termer av en sannolikhet att ett visst råvattenkrav inte kan uppfyllas.

- Den kvantitativa beräkningen resulterar också i en osäkerhetsanalys, vilken kan användas dels för att beskriva osäkerheten i själva riskberäkningen, dels för att spåra vilka ingående parametrar som skulle behöva ett bättre dataunderlag för att ge en säkrare riskberäkning. Modellen ger därmed vägledning kring vilken typ av ny information som är mest angelägen.
- Modellen kan användas för att jämföra olika risker med varandra i kvalitativa alternativt kvantitativa termer.
- Modellen kan användas för att bedöma den totala riskbelastningen från ett avrinningsområde eller delavrinningsområde.
- Genom att simulera förändringar till följd av åtgärder vid olika riskkällor kan olika åtgärder jämföras, vilket ger underlag för prioritering av riskreducerande åtgärder. Modellen ger därför ett stöd för beslut om typ och omfattning av riskreducerande åtgärder.

Modellen har tillämpats praktiskt vid några olika typer av riskkällor längs Göteborg stads råvattentäkt i Göta älv, se bilaga 4. Tillämpningen visar att modellen är praktiskt användbar men att den också har begränsningar vad gäller vilka typer av ämnen och riskkällor som kan hanteras. Den framtagna modellen utgör emellertid en grund för utveckling av en mera fullständig riskanalysmodell som kan hantera även diffusa riskkällor och mikrobiologiska föroreningar.

Tillämpning av den framtagna modellen innebär att olika typer av riskkällor kan analyseras på ett jämförbart sätt. Metoden ger en struktur åt bedömningar som i grunden är komplicerade och omfattar såväl tekniska som kemiska och hydrologiska bedömningar. Genom att tillämpa en strukturerad metodik minskar riskerna att viktiga faktorer förbises i riskanalysen. Den framtagna metodiken ger också ett underlag för vilken typ av ny information som bör inhämtas för att minska osäkerheterna i riskanalysen.

Den första version av branschriktlinjer för råvattenkontroll som Svenskt Vatten tagit fram parallellt med detta arbete är ett utmärkt första steg. De behöver genom att tillämpas i fallstudier prövas och vidareutvecklas. För att principerna om åtgärder vid föroreningskällan och förorenaren betalar ska bli verklighet behövs också mått på acceptabel påverkan från respektive föroreningskälla kunna fastställas. Sådana mått måste utgå från den totala acceptabla påverkan på vattenförekomsten som vattentäkt och bör lämpligtvis fastställas som miljökvalitetsnorm inom vattenförvaltningsarbetet.

# Referenser

## Litteratur

- Baetlse, L.H. 1969. *Migration of radionuclides in porous media. Progress in Nuclear Energy*, Series XII, Health Physics. Editor A.M.F. Duhamel. Pergamon Press, Elmsford, New York, p. 707-730.
- CCME. 2004. *From Source to Tap: Guidance on the Multi-Barrier Approach to Safe Drinking Water*, <http://www.ccme.ca/sourcetotap/mba.html>, Canadian Council of Ministers of the Environment.
- Chanson, H. 2004. *Hydraulics of Open Channel Flow: An Introduction – Basic Principles, Sediment Motion, Hydraulic Modeling, Design of Hydraulic Structures*. Elsevier.
- Davison, A., G. Howard, M. Stevens, P. Callan, L. Fewtrell, D. Deere and J. Bartram. 2005. *Water Safety Plans: Managing drinking-water quality from catchment to consumer*, WHO/SDE/WSH/05.06, World Health Organization, Geneva.
- Fetter, C.W. 1998. *Contaminant Hydrogeology* (2nd Edition). Prentice Hall.
- Göta älvs vattenvårdsförbund, 2006. *Risken inventering för Göta älv – aktuellt läge*. Göta älvs vattenvårdsförbund Göteborg.
- Göteborgsregionens kommunalförbund (GR), 2003. *Vattenförsörjningsplan för Göteborgsregionen*.
- IEC. 1995. *IEC60300-3-9, Risk Management – Part 3: guide to risk analysis of technological systems*, International Electrotechnical Commission.
- KEMI 2005. *Kemikalieinspektionens föreskrifter med EG harmoniserad bindande klassificering och märkning (Klassificeringslistan)*, KIFS 2005:5. Kemikalieinspektionen Stockholm
- Naturvårdsverket 1999: *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. MIFO, Metodik för inventering av förorenade områden*, Rapport 4918. Naturvårdsverket. Stockholm.
- Rosén, Hokstad, P., Lindhe, A., Sklet, S., Rostum, J. 2007a. *Generic Framework and Methods for Integrated Risk Management in Water Safety Plans*. TECHNEAU. Deliverables D 4.1.3, D 4.2.1, D 4.2.2, D 4.2.3. ([www.techneau.org](http://www.techneau.org)).
- Rosén, L., Englov, P., Grahn, L. 2007b. *Förorenade områden – System för riskklassificering och prioritering (SRP)*. Banverkets Standard BVS 585.82.
- Rosén, L., Söderqvist, T., Back, P.E., Soutukorva, Å., Brodd, P., Grahn, L. 2008. *Kostnads-nyttoanalys som verktyg för prioritering av efterbehandlingsinsatser. Metodutveckling och exempel på tillämpning*.

*Programmet Hållbar Sanering. Rapport 5836.* Naturvårdsverket, Stockholm.

Rosén, L., Söderqvist, T., Back, P.E., Soutukorva, Å., Brodd, P., Grahm, L. 2009. *Multikriterieanalys (MKA) för hållbar efterbehandling av förorenade områden. Metodutveckling och exempel. Programmet Hållbar Sanering.* In press. Naturvårdsverket, Stockholm.

Räddningsverket. 2001. *Olycksrisker och MKB.* Räddningsverket Karlstad.

Räddningsverket. 2003. *Handbok för riskanalys.* Räddningsverket Karlstad.

SOU 2002:105. *Klart som vatten – Betänkande av Utredningen svensk vattenadministration*

SOU 2009:45. *Områden av riksintresse och miljökonsekvensbeskrivningar*

WHO. 2004. *Guidelines for drinking-water quality. Vol. 1, Recommendations, 3 ed.,* World Health Organization, Geneva.

Xu, M. and Y. Eckstein. 1995. *Use of Weighted Least-Squares Method in Evaluation of the Relationship Between Dispersivity and Field Scale. Ground Water, 33, 6: 905-908*

## **Personligt meddelande**

Åström, J. 2007-03-07 Chalmers tekniska högskola











Box 47607, 117 94 Stockholm

Tel 08 506 002 00

Fax 08 506 002 10

E-post [svensktvatten@svensktvatten.se](mailto:svensktvatten@svensktvatten.se)

[www.svensktvatten.se](http://www.svensktvatten.se)